

L'intégrité écologique des cours d'eau : analyse de méthodes de suivi et proposition d'une
méthode adaptée au Parc national d'Ifrane

Par

Hélène Chouinard

essai présenté au Département de biologie et au CUFE
en vue de l'obtention des grades de maître en écologie internationale et maître en environnement
(maîtrise en biologie avec un cheminement de type cours en écologie internationale et maîtrise en
environnement avec un cheminement de type cours en gestion de l'environnement avec stage)
(M.E.I/M.Env.)

FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, janvier 2010

Sommaire

Le parc national d'Ifrane (PNI) bénéficie de conditions uniques pour le maintien des milieux lotiques. Ces derniers font cependant face à des processus continus de dégradation qui menacent leur fonctionnalité et le maintien de la biodiversité qui y est associée. Les écosystèmes lotiques présents sur son territoire n'ont cependant pas bénéficié d'un suivi environnemental rigoureux. La surveillance écosystémique des aires protégées représente un domaine relativement nouveau des sciences appliquées. Comprendre les effets potentiels des activités humaines sur les écosystèmes lotiques est fondamental afin de prendre des décisions éclairées quant à la gestion et à la préservation de ces milieux et des espèces qu'ils abritent. Les écosystèmes du PNI sont loin de bénéficier actuellement d'une compréhension des processus et des composantes qu'ils soutiennent.

La conservation à long terme des processus essentiels et de la biodiversité passe par le maintien de l'intégrité écologique de ces milieux. Tous les systèmes biologiques qui possèdent une intégrité élevée sont plus aptes à se rétablir face aux perturbations occasionnelles et à maintenir leurs attributs. Le PNI a défini ses grands axes d'action dans son plan d'aménagement et de gestion dans lequel figurent des objectifs de suivi et de réhabilitation des écosystèmes lotiques. Le suivi de l'intégrité écologique, qui contribue à évaluer la fonctionnalité des processus qui entretiennent la biodiversité, est donc tout indiqué dans le cas d'un parc national qui désire atteindre ses objectifs de conservation. Cet essai a ainsi comme objectif principal de formuler des recommandations quant à une méthode de suivi de l'intégrité écologique qui soit adaptée aux milieux lotiques du parc national d'Ifrane. Pour se faire, les caractéristiques d'indicateurs à prioriser ont été étudiées et une analyse de deux méthodes de suivi de l'intégrité écologique qui pourraient être appliquées dans le PNI a été réalisée.

L'efficacité des bioindicateurs et d'une méthode de suivi basée sur une approche à variables multiples a été démontrée et ces éléments ont été pris en compte dans le choix des méthodes à analyser et dans le développement de la méthode spécifique au PNI. Étant donné la diversité des milieux lotiques et par la variété des composantes qui leur sont propres, la réalisation d'une méthode de suivi de l'intégrité écologique se base sur une démarche d'évaluation qui permet de déterminer les différentes variables qui seront aptes à estimer l'état général des écosystèmes ciblés. Deux méthodes de suivi de l'intégrité écologique ont été décrites, soient l'Indice d'intégrité biotique (IIB) et la méthode de suivi de l'intégrité écologique de Parcs Canada. L'IIB est un outil qui permet de déterminer la qualité générale d'un milieu par l'étude de différentes variables propres à une communauté biologique spécifique en fonction de stations de référence. La méthode de Parcs Canada a été développée dans le but de suivre l'état des écosystèmes présents sur le territoire des parcs nationaux du Canada. Pour chacune de ces méthodes, la description de ses principes, l'état de référence sur lequel elles s'appuient et des exemples de variables qu'elles comprennent ont été développés. Ces méthodes favorisent toute deux une approche holistique qui permet d'évaluer l'état de l'écosystème en reflétant la fonctionnalité même de l'écosystème et donc des processus qui le soutiennent. Le contexte actuel du parc national a par la suite été décrit dans un but de montrer la nécessité du suivi de l'intégrité écologique de ses cours d'eau. Cette nécessité est principalement basée sur l'importance écologique des milieux aquatiques du Moyen Atlas et de leur état actuel qui conditionnent une compréhension des phénomènes de dégradation afin de rétablir la situation et de mieux cibler les efforts de conservation par les différentes mesures de gestion.

Les deux méthodes de suivi ont par la suite été analysées qualitativement à l'aide de critères qui ont été choisis en regard de considérations écologiques, pratiques et économiques. Cette analyse a mis en lumière les forces et les faiblesses de chaque indicateur en fonction du contexte spécifique au PNI. L'IIB montre ses forces dans son estimation efficace de la qualité du milieu à partir d'une communauté biologique fournissant ainsi une riche information pour un investissement relativement faible. D'un autre côté, elle contraint l'analyse de variables liées à une seule communauté. La méthode de Parcs Canada confère quant à elle la possibilité

d'intégrer des variables diverses qui peuvent contribuer significativement à l'estimation de la qualité de l'habitat par leur importance au sein de l'écosystème. Dans le cas d'un parc national, cette capacité permet l'intégration de variables liées à des objectifs de gestion et permet l'étude de composantes qui jouent un rôle central dans le fonctionnement de l'écosystème. Les résultats de l'analyse de ces deux méthodes ont par la suite guidé les recommandations pour la méthode de suivi de l'intégrité écologique des oueds présents sur le territoire du PNI.

La méthode développée évalue la qualité générale du milieu par l'intégration de variables multiples et diversifiées qui permettent d'intégrer des composantes fondamentales de l'écosystème tout comme des variables liées aux objectifs de conservation spécifiques aux oueds du PNI. Les variables les plus pertinentes dans ce contexte spécifique concernent la communauté de macro-invertébrés, la communauté piscicole, la végétation riveraine et les espèces menacées. Les concepts sont adaptables à d'autres écosystèmes aquatiques et pourraient être appliqués dans une approche globale à l'échelle du PNI. Ces variables constituent que des recommandations et le choix des variables qui seront intégrées dans une méthode dédiée aux milieux lotiques du PNI devra se faire suite à une étude approfondie des différentes composantes de ces milieux et des processus qui les entretiennent. Une meilleure compréhension des interactions entre les activités humaines et les milieux lotiques présents sur le territoire du PNI permettra certes une meilleure utilisation du territoire dans un but d'harmoniser la présence humaine au sein du PNI et de conserver les différents attributs de la biodiversité.

Remerciements

Plusieurs personnes ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce point culminant de mon cheminement académique. Je ne pourrais ainsi passer sous silence leur contribution. Je voudrais premièrement remercier mes deux superviseurs d'essai, Carmelle Leroux et Raymond Van Coillie, pour leur contribution soutenue pendant toute la durée de cet essai. Vos judicieux commentaires ont permis l'amélioration de cet essai tout au cours de sa réalisation. Je vous remercie également de votre compréhension par rapport à mon horaire chargé sur deux continents.

Je voudrais aussi remercier mes collaborateurs, Lyne Pelletier, Yvon Richard et Claude Samson, pour leur disponibilité à mon égard. Nos discussions ont certes grandement contribué à enrichir le contenu de cet essai. Mes remerciements également à Zouhair Amaouch pour son appui dans l'ensemble de cette démarche académique. Notre collaboration est toujours un plaisir et j'espère sincèrement que cette dernière sera soutenue dans le futur.

Aux membres du CUFE, plus spécialement à Jean-François Comeau, et à la coordonnatrice d'écologie internationale, Caroline Cloutier, je vous remercie grandement de votre contribution à ce processus académique. En ce sens, je voudrais également remercier toutes les personnes qui ont été mises sur mon chemin pendant mes études supérieures. Elles ont certes contribué à forger ma vision par nos nombreuses discussions fort enrichissantes sur des sujets variés.

Finalement, je remercie mon Jules qui a été mon support au quotidien pendant cette période où le temps a souvent été compté à la minute. Il fut un compagnon exemplaire et compréhensif. À ma famille et mes amis, j'ai toujours senti votre appui et vos encouragements, vos « let's go, lâche pas! » ont été fort appréciés.

Liste des tableaux

Tableau 7.1	Forces et faiblesses de l'IIB et de la méthode de suivi de Parcs Canada.....	77
Tableau 8.1	Variables potentielles à utiliser dans le suivi des macro-invertébrés	88
Tableau 8.2	Liste des espèces de poissons introduites dans les milieux aquatiques du Moyen-Atlas	91

Liste des figures

Figure 5.1	Cadre d'analyse de l'intégrité écologique pour chaque mesure adoptée.....	35
Figure 6.1	Carte de zonage du parc national d'Ifrane.....	45
Figure 7.1	Estimation de l'erreur standard en fonction de la taille de l'échantillon.....	68
Figure 8.1	Modèle conceptuel d'un écosystème lotique.....	85

Liste des acronymes

CNHP :	Centre national d'hydrobiologie et de pisciculture
COD :	Carbone organique dissous
DBO ₅ :	Demande biochimique en oxygène
DELT :	Déformation, érosion des nageoires, lésions et tumeurs
IIB :	Indice d'intégrité biotique
MDDEP :	Ministère du développement durable et des parcs
MES :	Matières en suspension
PNI :	Parc national d'Ifrane
SIBE :	Site d'intérêt biologique et écologique
SNG :	Sites naturels gérés
UICN :	Union internationale pour la conservation de la nature
ZNP :	Zones naturelles protégées

Table des matières

SOMMAIRE.....	i
REMERCIEMENTS	iv
LISTE DES TABLEAUX	v
LISTE DES FIGURES	vi
LISTE DES ACRONYMES.....	vii
TABLE DES MATIÈRES.....	viii
 INTRODUCTION	 1
 CHAPITRE 1 - Concept d'intégrité écologique en cours d'eau.....	 4
 CHAPITRE 2 - Importance du maintien de l'intégrité écologique	 7
 CHAPITRE 3 - Suivi de l'intégrité écologique dans les parcs nationaux	 9
 CHAPITRE 4 - Caractéristiques d'indicateurs appropriés	 12
4.1 Bioindicateurs	12
4.2 Indicateurs à variables multiples.....	14
 CHAPITRE 5 - Méthode de suivi de l'intégrité écologique.....	 17
5.1 Indice d'intégrité biotique (IIB).....	17
5.1.1 Description de la méthode d'évaluation	17
5.1.2 État de référence	20
5.1.3 Aspects des communautés étudiées; exemple de la communauté piscicole.....	22
5.1.3.1 Reproduction.....	25
5.1.3.2 Habitat.....	25
5.1.3.3 Groupes trophiques	26
5.1.3.4 Comportement migratoire.....	28
5.1.3.5 Espèces sentinelles.....	29
5.1.3.6 Richesse spécifique.....	29
5.1.3.7 Capacité à la tolérance	30
5.1.3.8 Anomalies externes.....	31
5.2 Méthode de suivi adoptée par Parcs Canada	32
5.2.1 Description de la méthode d'évaluation	33
5.2.2 État de référence	36
5.2.3 Aspects du milieu étudiés	37
5.2.3.1 Espèce sentinelle.....	38
5.2.3.2 Suivi des communautés de poissons et des invertébrés	39
5.2.3.3 Quantité et qualité de l'eau	40

5.2.3.4 Paramètres d'intégration des pressions humaines	42
CHAPITRE 6 - Le parc national d'Ifrane (PNI).....	44
6.1 Importance écologique du PNI	44
6.2 Menaces sur l'intégrité des écosystèmes du PNI.....	47
6.3 Suivi de l'intégrité écologique des écosystèmes du PNI	50
6.4 Suivi de l'intégrité écologique des cours d'eau du PNI.....	55
CHAPITRE 7 - Analyse des méthodes de suivi de l'intégrité écologique	60
7.1 En lien avec les principales orientations du PNI et de son plan de gestion	61
7.1.1 Indice d'intégrité biotique (IIB)	62
7.1.2 Méthode de suivi élaborée par Parcs Canada	63
7.2 Efficacité de la méthode quant à l'évaluation de l'intégrité écologique.....	65
7.2.1 Indice d'intégrité biotique (IIB)	66
7.2.2 Méthode de suivi élaborée par Parcs Canada	70
7.3 Efficacité de la méthode de suivi par rapport à l'investissement	72
7.3.1 Indice d'intégrité biotique (IIB)	73
7.3.2 Méthode de suivi élaborée par Parcs Canada	73
7.4 Méthode de suivi permettant d'utiliser les données écologiques cumulées sur les oueds du PNI.....	74
7.4 .1 Indice d'intégrité biotique (IIB)	75
7.4.2 Méthode de suivi élaborée par Parcs Canada	76
7.5 Résultats de l'analyse.....	77
CHAPITRE 8 - Discussion et recommandations.....	81
8.1 Méthode de suivi de l'intégrité écologique souhaitable pour le PNI.....	81
8.2 Recommandations quant aux variables à intégrer dans l'outil	84
8.2.1 Variables concernant la communauté de macro-invertébrés	85
8.2.2 Variables concernant la communauté piscicole.....	90
8.2.3 Variables concernant la végétation riveraine.....	93
8.2.4 Variables concernant les espèces menacées	95
8.3 Applications de la méthode de suivi de l'intégrité écologique proposée	96
CONCLUSION	99
REFERENCES	103

Introduction

Le parc national d'Ifrane (PNI) est situé dans une biorégion qui bénéficie de conditions uniques pour le maintien de milieux lotiques, les montagnes du Moyen Atlas marocain étant reconnues pour leur pluviométrie relativement abondante par rapport au reste du pays. L'importance écologique des cours d'eau du parc national d'Ifrane n'est plus à défendre. En plus de soutenir la pérennité de l'écosystème de la cédraie et de nombreuses espèces aquatiques, ces milieux agissent en tant que zone refuge pour les espèces sténothermes qui subissent la dégradation de leur habitat dans les zones les plus au sud du pays. Cependant, ces milieux font face à des processus continus de dégradation. Dans certains cas, les pressions sont telles que ces systèmes ne sont plus capables d'entretenir leur biote natif ou encore de fournir les différents services écosystémiques qui leur sont généralement associés. Les différentes activités humaines menacent ainsi la diversité, la productivité et la pérennité des milieux lotiques et humides qui sont aujourd'hui les milieux les plus menacés de la planète (Amis *et al.*, 2007). En effet, la biodiversité des milieux d'eau douce montre une diminution beaucoup plus importante que celle qui survient en milieu terrestre (Downes *et al.*, 2002). Le maintien des processus écologiques qui sous-tendent la biodiversité et son évolution est certes un objectif qui peut permettre à un parc national d'atteindre efficacement ses objectifs de conservation.

Le PNI est un jeune parc national qui a été créé en 1995 et qui a récemment élaboré sa stratégie de gestion. Par son plan de gestion et d'aménagement adopté en 2007 (BRL-Ingénierie, 2007), de multiples actions de gestion seront effectuées pour les milieux naturels qu'ils abritent. Plusieurs actions dédiées à l'amélioration de l'état de ses milieux aquatiques y sont prévues. Ces dernières devraient ainsi permettre au PNI de réduire les facteurs de dégradation de ces milieux ou de les compenser, et donc conséquemment d'atteindre certains de ses objectifs en matière de conservation de la biodiversité. La protection et la restauration

des milieux aquatiques sont essentielles au maintien des activités humaines et aux processus écologiques qui y soutiennent la vie. Malgré leur importance et la sévérité des menaces auxquelles ils font face, les écosystèmes d'eau courante demeurent faiblement compris et bénéficient d'une très faible part des évaluations environnementales et du suivi à l'échelle de la planète (Amis *et al.*, 2007). Or, ce constat est tout aussi valable pour les cours d'eau du PNI, ces derniers n'ayant pas bénéficié d'un suivi réfléchi qui permette une amélioration des pratiques qui y sont reliées. Le suivi de ses écosystèmes figure néanmoins dans les objectifs que se sont donnés les gestionnaires. Il faut ainsi parvenir à un suivi environnemental rigoureux afin de détecter, évaluer, éviter ou compenser les impacts humains sur ces derniers et sur les différentes espèces d'intérêt qui y sont associées. L'évaluation de l'intégrité écologique devient une démarche clé dans la conservation et la gestion des écosystèmes d'eau courante puisque cette dernière représente la fonctionnalité écologique du système en entier (Amis *et al.*, 2007). Le suivi des milieux aquatiques a longtemps été exclusivement orienté sur les prises de mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau et sur la caractérisation de leurs différentes menaces. Cependant, les perturbations anthropiques interagissent de façon complexe avec les écosystèmes aquatiques et les effets sont difficiles à identifier en utilisant uniquement des variables indirectes de l'intégrité écologique (Petesse *et al.*, 2007). Le suivi de l'intégrité écologique peut ainsi contribuer à évaluer la fonctionnalité des processus qui entretiennent la biodiversité et donc parvenir à contrer sa dégradation.

La surveillance écosystémique des aires protégées représente un domaine relativement nouveau des sciences appliquées (Parcs Canada, 2005). Comprendre les effets potentiels des activités humaines sur les écosystèmes lotiques est fondamental afin de prendre des décisions éclairées quant à la gestion et à la préservation de ces milieux et des espèces qu'ils abritent. Il faut ainsi apprendre à établir un lien de causalité entre les perturbations dans l'environnement et divers paramètres biotiques afin de bien comprendre l'impact réel de nos activités sur la communauté écologique des cours d'eau (Novotny *et al.*, 2005).

Certaines méthodes de suivi de l'intégrité écologique sont aujourd'hui utilisées afin d'estimer l'état général des milieux aquatiques. Un des outils les plus utilisés au monde est certainement l'indice d'intégrité biotique qui a été développé par Karr (1981) et adapté à de multiples contextes biogéographiques. D'un autre côté, Parcs Canada a développé une méthode de suivi de l'intégrité écologique afin de faire le suivi de la qualité des écosystèmes contenus dans ses parcs nationaux à travers le pays. Cette méthode, développée spécifiquement pour le suivi de l'intégrité écologique dans un parc national, pourrait s'avérer tout autant utile pour le parc national d'Ifrane. Dans un premier temps, cet essai fera la description de l'intégrité écologique des cours d'eau et démontrera l'importance de son maintien et de son suivi dans les parcs nationaux. Par la suite, l'indice d'intégrité biotique et la méthode de suivi développée par Parcs Canada seront décrits. Cette description viendra appuyer l'analyse de ces deux méthodes en fonction du contexte propre au suivi de l'intégrité écologique des cours d'eau du parc national d'Ifrane et de l'applicabilité de ces méthodes dans ce contexte qui aura été décrit précédemment. Suite à cette analyse, des recommandations quant à l'élaboration d'une méthode de suivi de l'intégrité écologique des milieux lotiques du PNI seront formulées. Cette démarche permettra ainsi d'atteindre l'objectif principal de cet essai qui est de proposer une méthode de suivi de l'intégrité écologique des cours d'eau appropriée au contexte du parc national d'Ifrane.

Chapitre 1

Concept d'intégrité écologique en cours d'eau

L'intégrité écologique est un concept qui illustre l'ensemble des composantes et processus qui sont propres à un milieu donné. Ce concept d'intégrité écologique a d'abord été popularisé par le gouvernement américain qui a mis au centre du Clean Water Act, en 1972, la restauration des paramètres physiques, chimiques et biologiques afin de restaurer et de maintenir la structure naturelle et les fonctions des écosystèmes aquatiques de la « Nation » (Karr et Chu, 1999). Au Canada, le maintien de l'intégrité écologique a été élevé au rang des priorités dans la Loi sur les Parcs nationaux du Canada amendé en 1988 par le Parlement canadien. L'intégrité écologique est représentée selon trois grandes catégories indissociables dans les milieux aquatiques, soit l'intégrité chimique, physique et biologique. L'intégrité physique est celle des composantes physiques des rivières qui réfèrent majoritairement à l'hydrologie et à la géomorphologie, cette dernière comprend également le régime des sédiments (Norris et Thoms, 1999). L'hydrologie, la morphologie et la végétation rivulaire déterminent conjointement, dans l'espace et dans le temps, toute la diversité de l'habitat aquatique. L'intégrité physique réfère ainsi à un plan d'eau dont les conditions physiques offrent un habitat de qualité qui supporte une communauté biologique équilibrée en offrant un milieu aux aspects structurels diversifiés et qui ne limite pas les déplacements des organismes. L'intégrité chimique, pour sa part, signifie une composition chimique de l'eau et des sédiments qui ne pourrait être nuisible au biote aquatique. Finalement, une composition d'organismes aquatiques qui sera équilibrée et qui ressemblera à celle retrouvée dans un plan d'eau inaltéré similaire et dans la même écorégion et ce, sans la présence d'espèces invasives, caractérise l'intégrité biotique (Novotny *et al.*, 2005). L'intégrité écologique est un concept utilisé couramment pour désigner la qualité générale d'un milieu aquatique. Il est utilisé au même sens que la santé d'un milieu aquatique.

La dégradation des écosystèmes d'eau courante se traduit par l'action unique ou conjuguée de stress chimiques ou physiques qui s'y opèrent et qui produisent une séquence typique de changements biotiques avec l'augmentation des pressions (Davies et Jackson, 2006). Ces milieux perdent ainsi leur intégrité écologique au fur et à mesure que les pressions qui pèsent sur eux s'accumulent et qu'il y a des altérations des conditions physiques, chimiques et biologiques qui devraient y prévaloir. Karr (1991) a ciblé cinq principales classes de facteurs dans l'environnement qui sont déterminants pour l'intégrité écologique et qui pouvaient être influencés par les pressions anthropiques, à savoir : les sources allochtones de matière organique, la qualité de l'eau, la structure de l'habitat, le débit et les interactions biotiques (Carvalho *et al.*, 2007). L'intégrité d'un système lotique est donc définie par ses composantes biotiques, mais également par les conditions et les processus qui génèrent et qui maintiennent ces composantes (Angermeier *et al.*, 1994).

Les perturbations des milieux aquatiques, qui résultent des activités humaines, causent un changement des conditions et des processus biologiques ce qui se répercute grandement sur leur intégrité (Karr *et al.*, 1986). L'intégrité d'un système biologique décline si le régime naturel de perturbations est altéré par la présence, l'intensité et la fréquence d'une perturbation qui va au-delà de l'expérience adaptative du biote, spécialement si cette perturbation est permanente (Karr, 1996). La dégradation des écosystèmes lotiques se traduit aujourd'hui par l'action unique ou conjuguée de stress chimiques, physiques ou biologiques qui opèrent dans le milieu et qui produisent une séquence typique de changements biotiques avec l'augmentation des pressions (Davies et Jackson, 2006). Ces milieux perdent ainsi leur intégrité écologique au fur et à mesure que les pressions qui pèsent sur eux s'accumulent et perdurent dans le temps.

Ainsi, un écosystème d'eau douce montrant une forte intégrité écologique est un écosystème où l'impact humain est minimal, voire nul. En ce sens, on nomme « pristine » un milieu qui n'a subi aucune altération par l'humain et qui constitue ainsi le milieu présentant la plus forte

intégrité écologique (Novotny *et al.*, 2005). Karr *et al.* (1986) considèrent qu'un milieu qui possède son intégrité est à son plein potentiel intrinsèque, sa condition est stable, sa capacité de contrer les effets des perturbations est maintenue et il nécessite un support externe minimal pour sa gestion. En rivière, cela signifie que les processus écologiques, comme par exemple la production, la décomposition, la dynamique des nutriments et les mouvements des organismes, seront identiques à ceux retrouvés naturellement dans une rivière de la même région.

Le reflet de l'évolution passée est l'adaptation de chacun des organismes aux conditions environnementales de sa région biogéographique native. Les systèmes biologiques qui sont présents à un endroit spécifique témoignent ainsi de leur capacité à perdurer dans l'environnement physique et chimique de leur région (Karr, 1996). Un environnement qui montre un assemblage d'organismes similaire à celui produit par une évolution à long terme dans le milieu montre donc une forte intégrité biotique. La notion d'intégrité écologique réfère à la capacité d'un écosystème à soutenir et à maintenir une communauté d'organismes en équilibre, bien intégrée, capable de s'adapter au changement et ayant, pour une écorégion donnée, une composition spécifique, une diversité et une organisation fonctionnelle comparables à celles d'un écosystème naturel (Karr *et al.*, 1986). L'intégrité écologique réfère ainsi au niveau d'organisation de la communauté en entier et est directement associée au contexte évolutif. L'intégrité d'un système peut donc être évaluée selon les caractéristiques des composantes et des processus importants dans le maintien de son organisation génétique et écologique (Angemeier *et al.*, 1994).

Chapitre 2

Importance du maintien de l'intégrité écologique

L'importance du maintien de l'intégrité écologique des cours d'eau est évidente. En effet, les cours d'eau constituent des milieux clé étant l'hôte d'une richesse vitale à l'ensemble des organismes présents sur terre. En plus d'un rôle central dans le maintien de la biodiversité, les sociétés humaines bénéficient incommensurablement des biens et des services que fournissent les milieux lotiques. Ces milieux procurent bon nombre de services, dont certains, comme l'alimentation en eau potable, constituent un besoin vital pour l'humain. Les systèmes qui montrent une forte intégrité, sont souvent ceux dont les opportunités commerciales et récréatives sont les plus élevées (Simon, 1999). Les impacts socio-économiques qui découlent de la réduction de l'intégrité écologique y sont alors nombreux. Il y a notamment la réduction de la diversité culturelle et de la qualité de vie, la privation économique et l'injustice environnementale (Karr, 1996). Les sociétés humaines dépendent de l'eau douce tout comme des différentes ressources et services qui y sont associés.

La dégradation de ces milieux ne cesse d'augmenter puisque nos sociétés sous-estiment les produits et les services qu'ils nous confèrent, et l'importance de leur protection. L'intensité des perturbations anthropiques peut profondément altérer la persistance des processus écologiques fondamentaux. Dans certaines régions, les activités anthropiques et les altérations subséquentes des écosystèmes d'eau courante font en sorte que les dommages causés sont irréversibles (Novotny *et al.*, 2005). Le maintien de ces processus est pourtant essentiel à la pérennité des espèces, des civilisations humaines et des écosystèmes lotiques qui les supportent.

La diminution observée des organismes dans un milieu constitue une problématique importante ainsi qu'un signe que le milieu perd sa capacité à supporter les systèmes vivants et

qu'il réagira de ce fait moins efficacement aux perturbations futures. À l'échelle de la planète, l'altération de l'intégrité écologique a notamment mené à une diminution de la qualité des sols, à la désertification, à la diminution des ressources naturelles, à la contamination et la diminution des ressources en eau et à l'extinction d'espèces. Ces dernières conséquences ne représentent qu'une fraction des impacts que cela peut engendrer (Karr, 1996).

Si l'humanité persiste dans cette voie et continue à mal gérer et à dégrader les ressources en eau, les écosystèmes qui en dépendent s'éteindront peu à peu et nos sociétés finiront par souffrir d'une grande insécurité sociale et économique. En effet, l'extinction constante des espèces d'eau douce et le déclin des processus écologiques menacent les bases du développement durable de nos sociétés. La conservation de l'intégrité écologique est d'autant plus importante dans les pays en voie de développement où le lien entre l'humain l'environnement est encore plus étroit. En effet, dans certains pays, les rivières constituent la plus accessible et importante, voire même l'unique, source d'eau potable pour les populations locales ou encore l'endroit où elles puiseront la majorité de leurs apports protéiniques (United Nations, 2003).

Globalement, les sociétés humaines dépendent du cycle de l'eau, des ressources qui y sont associées et des biens et services qui en découlent (Karr et Chu, 1999). La conservation à long terme des processus essentiels et de la biodiversité passe par le maintien de l'intégrité écologique de ces milieux. Tous les systèmes biologiques qui possèdent une intégrité élevée sont plus aptes à se rétablir face aux perturbations occasionnelles et à maintenir leurs attributs. L'amélioration de l'intégrité écologique est donc capitale à la restauration des écosystèmes présents sur terre et leur préservation dépend du maintien d'un certain niveau d'intégrité.

Chapitre 3

Suivi de l'intégrité écologique dans les parcs nationaux

Devant l'altération rapide des écosystèmes aquatiques, la nécessité de parvenir à l'évaluation du statut des milieux d'eau douce et d'effectuer un suivi de leur condition est claire. Les écosystèmes lotiques s'écoulent sur l'ensemble des continents, des montagnes jusqu'à la mer, constituant le reflet de l'aménagement du territoire et des activités qui se déroulent tout le long de leur cours. L'étude de ces systèmes peut permettre d'établir un diagnostic quant à la qualité de ces écosystèmes, mais également celle de l'ensemble du territoire qu'ils drainent (Karr et Chu, 1999). Une étendue d'eau et son bassin versant font ainsi partie d'un même système et les rivières et cours d'eau qu'ils desservent sont le reflet de la qualité de l'ensemble du territoire où ils passent. Cette influence à grande échelle sur le territoire constitue notamment un réel défi pour tous les décideurs et les acteurs dont les activités se répercutent sur les écosystèmes aquatiques.

Afin de parvenir à la conservation des espèces et des écosystèmes, les mesures de conservation s'orientent sur la préservation des processus écologiques qui soutiennent ces espèces et ces écosystèmes (Mattson et Angermeier, 2007). Il faut ainsi préserver les composantes naturelles physiques, chimiques et biologiques qui sous-tendent les grands processus écologiques afin que la conservation des milieux d'intérêt et de biodiversité soit un succès. Des écosystèmes capables de s'adapter et de se maintenir est ce qui leur importe le plus dans la préservation à long terme de la biosphère (Lyons *et al.*, 1995). La protection de l'intégrité écologique d'un milieu devrait donc s'inscrire comme objectif premier de tous les plans de conservation (Mattson et Angermeier, 2007).

Les parcs nationaux sont généralement créés dans le but de préserver la biodiversité à tous ses niveaux. Comme il a été mentionné précédemment, sa préservation est étroitement liée au

maintien des processus écologiques. Le suivi de l'intégrité écologique peut, en ce sens, fournir de précieuses informations quant à l'état général de l'écosystème, sa prédisposition subséquente à la détérioration ou à l'amélioration et ses capacités à entretenir un biote représentatif des conditions naturelles. L'état de l'intégrité écologique peut donc permettre de déterminer si les processus qui soutiennent cette biodiversité sont présents et d'estimer leur degré d'altération (Moritz, 2002). L'établissement de l'état du milieu par un suivi environnemental rigoureux permet de détecter, évaluer et compenser les impacts humains sur les écosystèmes aquatiques afin de parvenir au maintien des conditions qui leur sont propres et donc de la biodiversité qui leur est associée.

En ce sens, les informations qui découlent du suivi de l'intégrité écologique peuvent guider les mesures de gestion de ses parcs nationaux dans un but d'atteindre leur objectif de préservation. Le suivi de l'intégrité des rivières en République Sud africaine a notamment guidé les différentes actions contenues dans les orientations de la Stratégie nationale sur la Biodiversité et les différentes actions qui figurent dans le plan d'action qui y est relatif (Driver *et al.*, 2005). L'évaluation de l'intégrité écologique devient une démarche clé dans la conservation et la gestion des écosystèmes d'eau courante (Amis *et al.*, 2007). Selon l'évaluation de l'état du milieu aquatique, les gestionnaires des parcs nationaux peuvent parvenir à la hiérarchisation des actions à prendre en fonction de la sévérité des conditions qui auront été reconnues. En connaissant la situation actuelle de l'écologie d'un milieu et les réponses qui sont amenées par les diverses mesures de gestion effectuées, cela permet de prendre des meilleures décisions concernant les mesures de gestion à appliquer pour parvenir à l'état souhaité au niveau des conditions du milieu. En ce sens, le suivi de l'intégrité écologique permet également de prédire la réponse possible du milieu face à des facteurs de dégradation, ou alternativement, la réponse du milieu lorsque les activités anthropiques menant à la dégradation cessent (Karr et Chu, 1999). Toutes ces connaissances acquises constituent évidemment une base solide permettant de mieux orienter les investissements dans la préservation et ainsi d'être plus efficace quant à sa contribution à la préservation. Le suivi de la condition de l'environnement permet de cibler et investir efficacement dans la gestion,

contribuant de ce fait à élever le ratio d'amélioration de la qualité du milieu par rapport à l'investissement (Karr et Chu, 1999).

Le suivi de l'intégrité écologique permet de juger de l'efficacité des différentes activités de gestion à l'intérieur d'un parc national. En ce sens, la première priorité de l'agence Parcs Canada est la préservation ou le rétablissement de l'intégrité écologique des écosystèmes protégés. Le suivi lui permet ainsi de surveiller l'efficacité de la gestion et également de mieux planifier cette dernière. De plus, en leur donnant une indication claire quant à l'efficacité de leurs techniques de gestion sur l'intégrité écologique, cela permet d'assurer à la population du Canada qui finance indirectement ces actions par leurs impôts et au Conseil du Trésor que les investissements rapportent et que Parcs Canada satisfait les attentes du Plan d'action des parcs nationaux (Parcs Canada, 2005). L'expérience aux États-Unis montre que les programmes de réhabilitation axés sur la conservation d'éléments de diversité sans une approche intégrée de l'écosystème sont souvent inefficaces. Les objectifs de conservation et de restauration devraient être orientés vers la protection de l'intégrité, plutôt que sur la présence ou l'absence d'éléments particuliers. Cette approche est plus adéquate pour prévenir la vulnérabilité des éléments et les mesures mises en place seront plus efficaces dans le maintien des déterminants d'un écosystème que des mesures d'urgence après de sérieuses dégradations (Mattson et Angermeier, 2007).

Chapitre 4

Caractéristiques d'indicateurs appropriés

En général, un indicateur est le résumé d'une information complexe qui offre la possibilité aux différents acteurs (scientifiques, gestionnaires, politiques et citoyens) de dialoguer entre eux. L'indicateur apporte un élément de réponse à une question que l'on se pose, par exemple : « Quel est le niveau d'intégrité écologique? ». Il existe une multitude d'indicateurs pour réaliser le suivi de l'environnement qui fournissent des renseignements variés. Néanmoins, certains donnent des réponses plus claires et sont plus efficaces quant à l'estimation de la condition de l'environnement. La section suivante expose deux caractéristiques qui pourraient assurer la qualité d'un indicateur pouvant être appliqué dans le parc national d'Ifrane.

4.1 Bioindicateurs

Le succès à long terme de la protection des ressources en eau et des écosystèmes associés nécessite le développement et l'utilisation de critères permettant d'analyser le degré de protection de l'intégrité écologique. Le suivi biologique, et donc l'utilisation de bioindicateurs, constitue une approche robuste (Karr, 1996). Peu utilisé dans le passé, le suivi des écosystèmes à l'aide des bioindicateurs a évolué rapidement au cours des dernières années puisque les connaissances sur les milieux, sur l'écologie des différentes espèces et sur leurs réponses face aux perturbations, se sont grandement accrues. De plus, ces indicateurs se sont montrés très utiles dans l'évaluation des effets de ces perturbations devenues beaucoup plus complexes et omniprésentes (Karr et Chu, 1999).

Les organismes intègrent différents types et degrés d'impacts environnementaux qui surviennent à une variété d'échelles spatiales et temporelles (St-Jacques et Richard, 2002). La réponse biotique face à une perturbation peut se voir comme la résistance des organismes à

cette perturbation. Cette résistance peut être influencée par leur histoire de vie, leur comportement, leurs capacités physiques, le niveau d'exposition à des perturbations dans le passé et par la disponibilité des refuges. Elle varie grandement selon la nature de la perturbation; par exemple, la contamination par les métaux lourds peut avoir comme conséquences l'élimination des crustacés et des mollusques, tandis que les conséquences sur les insectes sont nettement moins sévères (Downes *et al.*, 2002).

Dans le passé, les évaluations du suivi de la qualité de l'environnement se faisaient par des mesures des paramètres physiques et chimiques desquelles les répercussions étaient déduites via les connaissances sur le sujet. Les bioindicateurs permettent d'obtenir un portrait beaucoup plus précis de l'intégrité d'un écosystème que l'analyse chimique de la colonne d'eau ou de la dimension physique de l'écosystème (Yoder et Rankin, 1995). Il ne suffit pas de connaître la quantité d'un polluant dans un écosystème pour être capable d'évaluer avec précision sa disponibilité et son impact sur les composantes biotiques. La surveillance basée exclusivement sur la mesure de la concentration de polluants dans l'eau ne permet pas de juger réellement de la qualité de l'habitat. Elle ne permet pas non plus d'évaluer l'effet des polluants non mesurés ou présents à des seuils inférieurs aux limites de détection des méthodes analytiques ou des effets synergiques de l'ensemble des polluants présents dans le milieu. En ce sens, la poussée actuelle des technologies et la rapidité de distribution de plusieurs produits de natures diverses, sans comprendre leurs impacts réels dans leur milieu d'insertion, amènent bien des questionnements quant à la capacité de déceler leur présence dans le milieu. En effet, il persiste bien des incertitudes par les seuils de détection des méthodes analytiques qui ne sont pas appropriés, et les effets individuels, additifs, synergiques et antagonistes de ces substances sur les organismes vivants qui sont peu connus et difficiles à déterminer (St-Jacques et Richard, 2002).

Les perturbations sur le biote sont majoritairement la résultante de la dégradation et de la pollution des cours d'eau (Norris et Thoms, 1999). Ces facteurs perturbent les processus écologiques à plusieurs niveaux, interagissant ainsi de façon complexe avec l'écosystème

aquatique. L'ensemble des effets ne peut ainsi être perceptible qu'en évaluant uniquement les paramètres physicochimiques comme mesures indirectes de l'intégrité écologique (Petesse *et al.*, 2007). Les outils biologiques de suivi ont la capacité unique d'intégrer, et donc de refléter, la condition générale qui règne dans un cours d'eau. Ils représentent ainsi la seule approche qui permet d'évaluer l'effet des influences multiples et variées sur l'environnement (Simon, 1999). La surveillance biologique s'avère donc être l'un des outils les plus performants pour évaluer la santé biologique des milieux aquatiques et l'intégrité de la communauté biotique présente et des processus qui les soutiennent (St-Jacques et Richard, 2002).

Effectuer de telles mesures permet une évaluation directe de la condition sur les différentes composantes des communautés biologiques parce que les caractéristiques qui leur sont propres sont le reflet de l'évolution et de l'influence des activités humaines dans l'ensemble du bassin versant par les phénomènes de détérioration qu'ils engendrent actuellement. Les milieux entiers se modifient sous les pressions et fournissent une réponse biologique qui est spécifique. Si le biote présent ne représente pas celui qui aurait été attendu dans des conditions optimales, cela démontre que le milieu aquatique et les autres milieux qu'il draine vivent des perturbations qui affectent leur composition.

Ces organismes fournissent des informations très importantes puisqu'ils ont la capacité d'intégrer des données sur l'exposition à une perturbation, c'est-à-dire sur son type, sur sa quantité et sa disponibilité dans le milieu et sur ses effets, peu importe leur nature (Basu *et al.*, 2007). Ainsi, la nécessité d'avoir recours à des bioindicateurs pour l'évaluation de la qualité du milieu est désormais reconnue puisqu'ils constituent un outil robuste. Leur intégration dans une méthode de suivi de l'intégrité écologique est donc toute indiquée.

4.2 Indicateurs à variables multiples

Par l'ensemble des composantes qui la définissent, l'intégrité écologique doit être considérée et évaluée à l'échelle d'un paysage. C'est pourquoi son évaluation doit découler d'une

approche intégratrice de plusieurs paramètres de l'habitat. Initialement, les systèmes de bioindication se basaient sur l'évaluation d'une espèce unique. En 1987, Schindler concluait qu'une approche de suivi seulement reliée à une espèce unique était peu efficace pour conclure sur l'impact des activités humaines sur le biote. Ceci s'est également confirmé avec le temps et les scientifiques ont plutôt opté pour des méthodes incluant des études sur la dynamique de population, sur l'organisation de la chaîne alimentaire et sur la structure de la communauté biologique qui s'avèrent beaucoup plus intégratrices et performantes quant à l'indication palpable de la condition du milieu (Norris et Thoms, 1999). C'est pourquoi un indice à variables multiples constitue un outil efficace pour le suivi de l'intégrité écologique.

Plusieurs chercheurs utilisent les approches à variables multiples ou encore des approches multimétriques parce qu'elles représentent des outils objectifs pour suivre la variation dans les données biologiques. La base de cette méthode est de combiner plusieurs variables de communautés biologiques et des indices simples de la condition du milieu en une seule valeur (Barbour *et al.*, 1999). Cette méthode est très appréciée, puisqu'elle permet d'obtenir une valeur facile à comparer avec des valeurs de référence et qu'elle a l'avantage d'inclure des informations écologiques. Selon Karr et Chu (1999), les indices biologiques les plus appropriés et les plus intégrateurs englobent plusieurs caractéristiques mesurables de la communauté biologique.

En effet, en intégrant un nombre important de variables dans l'analyse et en notant un maximum de variations, les conclusions qui peuvent en découler sont souvent plus significatives en ce qui a trait à la condition du milieu (Karr et Chu, 1999). Les indicateurs à variables multiples intègrent plusieurs paramètres et plusieurs informations dans une seule méthode. Cette démarche comporte l'avantage de pouvoir utiliser un ensemble de paramètres qui peuvent intégrer des informations sur l'écosystème, les communautés, les populations et les individus (Karr et Chu, 1999).

En étudiant plusieurs paramètres, les gestionnaires peuvent utiliser la réponse générale de

l'indicateur ou encore la description de chacun des attributs du milieu qui auront été étudiés. Ceci permet une analyse beaucoup plus efficace de la condition du milieu. Cette possibilité permet également de pouvoir vulgariser les informations recueillies avec les citoyens et les décideurs de plusieurs façons (Karr et Chu, 1999). La vulgarisation de l'information obtenue est capitale dans le choix d'un indicateur surtout quand l'amélioration de l'état de l'environnement se base sur la participation d'acteurs divers.

Chapitre 5

Méthode de suivi de l'intégrité écologique

Ce chapitre détaillera deux outils de suivi de l'intégrité écologique qui intègrent les caractéristiques développées dans le précédent chapitre. Pour chacun, il y aura une description de la méthode d'évaluation, du milieu de référence sur lequel il se base et des paramètres d'évaluation qui lui sont propres.

5.1 Indice d'intégrité biotique (IIB)

Le premier outil de suivi détaillé sera l'indice d'intégrité biotique (IIB). Cet indice a été développé en 1981 par Karr (1981) et a été largement utilisé afin de décrire la qualité du milieu aquatique pour les cours d'eau des États-Unis. Cet indice a par la suite été adapté à la réalité d'une multitude de cours d'eau à travers le monde. En effet, il est communément accepté et utilisé comme outil efficace pour évaluer la condition des écosystèmes d'eau douce. Il constitue le système de bioindication le plus utilisé à ce jour (Southerland *et al.*, 2007). Plusieurs études ont démontré que la variabilité interannuelle de l'IIB, aux stations où les conditions environnementales sont demeurées à peu près stables, est relativement faible (< 10%), ce qui constitue un signe de sa robustesse et son efficacité comme outil de suivi environnemental (Hughes *et al.*, 1998).

5.1.1 Description de la méthode d'évaluation

Cet indicateur, dont les bases reposent sur les principes de l'écologie, évalue quantitativement la qualité biologique des eaux de surface. L'intégrité biotique est généralement un bon indicateur de l'intégrité écologique. En effet, bien que l'intégrité écologique d'un cours d'eau soit une combinaison des intégrités chimique, physique et biologique, la dégradation d'une ou

de plusieurs de ces composantes se reflète généralement dans les communautés biologiques (Moisan et Pelletier, 2008). Son utilisation fréquente dans plusieurs milieux fait de lui un indicateur bien documenté pour l'évaluation des conditions écologiques ayant mené à diverses applications avec plusieurs taxons dans différentes régions géographiques. Ses caractéristiques peuvent certainement être avantageuses dans une optique de gestion.

Ce système de bioindication base son évaluation sur une variété d'assemblages du biote. L'IIB quantifie l'impact de la détérioration de l'environnement en se basant sur une série de variables de composition, de structure et de fonction (Araujo *et al.*, 2003). En effet, les altérations des attributs chimiques, physiques et biologiques d'un écosystème amènent des changements dans la structure, la composition et les fonctions des communautés biotiques qui feront l'objet du suivi (Mercado-Silva *et al.*, 2002). Les variables de plusieurs groupes d'organismes ont été utilisées pour effectuer le suivi de la qualité de l'environnement aquatique à l'aide de cet indicateur, tels les poissons, les macro-invertébrés et les algues. Il reconnaît la biologie comme fondamentalement importante dans ce cas puisqu'il utilise des mesures biologiques dont la signification est prouvée. L'information qu'on en retire est aisément compréhensible et peut être communiquée aux gestionnaires et aux citoyens (Karr, 1996).

Cet outil utilise une série de variables qui s'appuient sur la structure et la diversité écologique de l'assemblage d'une communauté précise intégrées dans un indice numérique qui permet de refléter la santé de cet assemblage (Pont *et al.*, 2006). Cette approche puise sa force dans cette intégration d'une variété de paramètres qui s'intéressent à toute la structure de l'assemblage. L'IIB se base sur l'hypothèse qu'il y a une relation prévisible entre la structure de l'assemblage et les conditions chimiques, physiques et biologiques du système hydrologique (Simon, 1999). L'IIB est basé sur la prétention qu'à l'intérieur d'une certaine communauté d'organismes, la variabilité naturelle est assez faible pour distinguer la variabilité naturelle de celle amenée par les perturbations du milieu (Grenouillet *et al.*, 2007).

Une approche de suivi basée sur l'intégrité biotique consiste à définir les paramètres biologiques dans un milieu minimalement perturbé, appelé état de référence, à décrire les attributs biologiques qui se transforment à travers le gradient de perturbations et d'altérations des milieux lotiques, à associer ces changements à des impacts humains spécifiques et à identifier les actions de gestion pour améliorer l'intégrité biologique et, ultimement, l'intégrité écologique (University of Washington, 2002).

Bien que plusieurs caractéristiques des communautés biologiques puissent être intégrées dans un IIB, l'indice initialement proposée par Karr (1981) ne contient que 12 variables à l'étude. Ce nombre de variables est généralement respecté dans les différents IIB réalisés. Ainsi, parmi toutes les variables potentielles, il faudra faire un choix quant aux paramètres les plus appropriés à la zone d'étude. En effet, cet indice nécessite une calibration régionale puisque les conditions de la région influencent certes les caractéristiques biotiques qui y sont reliées (Pimentel *et al.*, 2000). Cette approche se base sur une condition de référence en comparant un écosystème qui est exposé aux perturbations à un autre milieu de référence qui n'y est pas exposé (Hughes *et al.*, 1998).

Selon les principes de l'IIB, un site, auquel une bonne qualité environnementale est assignée, comprend les composants physicochimiques et biologiques ainsi que les processus qui les supportent à un niveau ou à un taux approprié selon ses caractéristiques biogéographiques (Mercado-Silva, 2002). L'IIB se doit donc d'être développé pour des régions géographiques spécifiques afin d'être le mieux adapté possible aux réalités de sa région. En plus de devoir calibrer l'indice régionalement, il faut également le calibrer en fonction de la méthodologie d'échantillonnage des communautés étudiées qui peut différer (University of Washington, 2002).

Le processus de choix des variables appropriées et sensibles aux perturbations de l'habitat aquatique constitue la tâche la plus ardue dans la création d'un IIB (Simon, 1999). Avant de sélectionner une variable pour l'insérer dans l'indice, il faut trouver une relation empirique

forte entre ce paramètre de la communauté étudiée et le gradient de l'influence humaine.

Afin de choisir les différentes variables qui seront étudiées, il faut que ces dernières répondent aux cinq conditions suivantes (Barbour *et al.*, 1995; Karr et Chu, 1999) :

1. être représentative de la communauté étudiée;
2. être sensible aux stress;
3. avoir une faible variabilité naturelle, mais une forte réponse aux stress;
4. être mesurable à l'aide de procédés peu destructeurs pour l'environnement;
5. posséder un bon rapport coût/efficacité.

Idéalement, les variables ne doivent pas être corrélées positivement entre elles afin de s'assurer que chacune de celles-ci reflète un aspect différent des impacts des perturbations (Simon, 1999).

Selon la convention établie dans l'IIB original de Karr (1981), le milieu reçoit un pointage de 5 si la valeur de la variable est similaire ou s'approche de celle observable à un site minimalement altéré, 3 à un site modérément dégradé et 1 à un site sévèrement dégradé. Le pointage total dépend donc du nombre de variables utilisées et de l'état de l'intégrité d'un milieu. Plus le pointage est fort et se rapproche de celui maximal, plus le milieu est intègre.

5.1.2 État de référence

L'évaluation biologique est basée directement ou indirectement sur le concept de comparaison des conditions actuelles aux conditions naturelles qui prévalent dans un milieu qui n'est pas perturbé. La condition de référence est le terme employé pour définir l'état sur lequel on s'appuie pour mesurer l'intensité des effets des activités anthropiques (Davies et Jackson, 2006). Afin d'interpréter les indicateurs écologiques qui ont été utilisés à travers le monde

pour les programmes de suivi, les indicateurs et les indices doivent être confrontés à une référence surtout lorsqu'il faut accorder des pointages (Stoddard *et al.*, 2006).

Établir la condition de référence est donc une étape cruciale puisqu'elle est garante de l'analyse des indicateurs et de leurs résultats. L'utilisation d'un site de référence minimalement perturbé est probablement la composante la plus importante dans le développement d'un IIB (Karr et Chu, 1999). La définition de la condition de référence comprend de nombreuses difficultés, surtout dans les parties du monde où l'emprise des perturbations est imposante et où l'on ne peut ainsi faire que des prédictions sur ce que pourrait représenter un milieu lotique à l'état naturel. Bien que la sélection des stations de référence soit l'élément de base de la majorité des suivis biotiques, il n'y a aucun consensus sur une méthode spécifique pour désigner ces stations de référence (Bowman et Somers, 2005).

Dans le cadre de l'IIB, cette condition réfère généralement à un site non perturbé appelé « pristine » ou encore, puisqu'il y a peu de rivières où les signes d'altération ne sont pas palpables, au site le moins perturbé de la région auquel sont comparés les autres sites (Roset *et al.*, 2007). Il faut par la suite établir une base de données biologiques, à partir des stations de référence, qui constitueront la référence à laquelle seront comparées les différentes données recueillies sur le terrain. Une évaluation biologique basée sur une approche par condition de référence mesure ainsi la variabilité des différents sites étudiés à des stations de référence (Moisan et Pelletier, 2008).

Les stations de référence sont généralement définies comme étant minimalement exposées aux perturbations anthropiques et doivent être représentatives des cours d'eau présents dans la région à l'étude puisqu'ils y seront systématiquement comparées (Moisan et Pelletier, 2008). Différents facteurs peuvent guider la recherche et le choix des stations de référence pour la réalisation d'un IIB (Jones *et al.*, 2005) :

- la contamination ponctuelle devrait être absente, tout rejet, répertorié ou non, devant être pris en compte;
- les zones où des barrages, des bassins de retenue ou tout autre activité ou structure qui a un impact sur la régulation du niveau de l'eau sont présents ne devraient pas être sélectionnées comme station de référence;
- la végétation riveraine devrait y être omniprésente;
- la déforestation de la partie du bassin versant située en amont d'une station de référence devrait être minimale;
- le dragage et les modifications du lit d'un cours d'eau doivent idéalement être absents aux stations de référence et en amont de ces dernières;
- le développement ou l'urbanisation du bassin versant, les villes et les industries majeures devraient être absentes ou situées le plus loin possible en amont d'une station de référence;
- les terres agricoles ne devraient pas être présentes dans la partie du bassin située en amont de la station;
- les secteurs acidifiés par certaines activités industrielles, dont les activités minières, ne devraient pas être sélectionnées comme station de référence;
- les caractéristiques physicochimiques de l'eau devraient être mesurées afin de s'assurer que l'intégrité chimique est le plus possible respectée.

Les différents facteurs mentionnés ci-haut peuvent également devenir des critères de qualité du milieu servant à réaliser un gradient des perturbations afin de choisir les variables qui réagissent le mieux avec les perturbations qui sévissent dans le milieu. Les caractéristiques précédentes permettent d'identifier le milieu ayant été le moins exposé possible à l'influence anthropique et représentant le milieu idéal du point de vue de l'intégrité écologique.

5.1.3 Aspects des communautés étudiées; exemple de la communauté piscicole

Chaque espèce possède des exigences écologiques particulières à plusieurs étapes de son cycle

de vie et des exigences quant à son habitat à la suite du processus d'adaptation. Certaines espèces ont ainsi des préférences ou des tolérances pour une certaine qualité de l'eau, d'habitat ou pour certaines conditions environnementales. Elles ont des exigences pour la reproduction, l'alimentation ou pour une étape spécifique de leur cycle de vie. Dans les écosystèmes aquatiques, plusieurs indicateurs biologiques provenant de divers assemblages peuvent être utilisés pour parvenir à un suivi du milieu. Les communautés biologiques les plus utilisées pour constituer un IIB sont les poissons et les macro-invertébrés. Les poissons sont particulièrement intéressants parce qu'ils sont présents dans la majorité des plans d'eau, leur taxonomie, leurs exigences écologiques et leur cycle de vie sont généralement mieux connus, ils occupent une variété de niveaux trophiques et d'habitats et ils ont une forte valeur économique et esthétique (Simon, 1999). Les macro-invertébrés constituent également une communauté de choix à échelle plus restreinte de par leur caractère plus sédentaire ou par leur habitat moins élargi. Leur rôle fondamental dans la chaîne alimentaire, leur cycle de vie varié, leur grande diversité et leur tolérance variable à la pollution et à la dégradation de l'habitat en font également des indicateurs efficaces (Moisan et Pelletier, 2008).

Néanmoins, la plupart des connaissances recueillies sur la biodiversité en eau douce comprend plus d'informations sur les poissons que pour tout autre groupe. Bien qu'il reste des connaissances à acquérir, comme le montre le taux de découverte d'environ 200 nouvelles espèces de poissons par année (Revenga et Kura, 2003), les poissons et leur écologie sont globalement bien documentés. En milieu lotique, les poissons sont des éléments biologiques clés qui peuvent être employés pour décrire le statut écologique de ces milieux. Les poissons constituent de bons indicateurs écologiques puisqu'ils occupent une grande variété d'habitats qui nécessitent plusieurs composantes physicochimiques (Noble *et al.*, 2007). Les populations et les communautés piscicoles sont ainsi des indicateurs sensibles à la qualité de l'habitat en milieu lotique. En effet, ils réagissent significativement à la plupart des perturbations anthropiques qui pourraient sévir dans leur écosystème, comme l'eutrophisation, l'acidification, la pollution chimique, les modifications de débit, la fragmentation et autres altérations de leur environnement physique. Cette sensibilité à une certaine qualité de leur

environnement aquatique et de leur bassin versant est à la base de l'utilisation des poissons afin d'évaluer la dégradation environnementale (Pont *et al.*, 2006). Les poissons ont ainsi été particulièrement importants dans le développement de l'IIB puisqu'il y avait des informations relativement complètes sur leur écologie et puisque leur identification est assez facile (Mercado-Silva *et al.*, 2002).

La structure des communautés biologiques est influencée par la diversité fonctionnelle des habitats aquatiques en termes d'habitats disponibles et de présence de processus écologiques distincts. Chaque changement qui s'opère dans le milieu, ayant des répercussions sur la fonctionnalité et la structure de l'habitat, se reflètera dans la structure de la communauté (Noble *et al.*, 2007). Les impacts dans la communauté ichtyologique ou macro-benthique peuvent se faire ressentir à plusieurs niveaux et certaines de ces modifications feront l'objet d'un suivi et pourront être à la base d'un système de bioindication.

L'importance dans le choix des variables à observer est d'en trouver qui demeurent insensibles à la variabilité environnementale naturelle pour tous les sites qui ne sont pas perturbés et dont la variabilité est fortement reliée à l'intensité des perturbations anthropiques dans les sites altérés (Pont *et al.*, 2006). Donc, les variables doivent être capables de discriminer la variabilité naturelle et celle induite par les modifications de l'habitat par l'humain. En ce sens, leur mesure devrait diminuer ou augmenter à mesure que les perturbations humaines augmentent ou diminuent. Les variables idéales devraient également être relativement faciles à mesurer et à interpréter. L'indice le plus approprié et intégrateur côtoie plusieurs paramètres des communautés biologiques comme le chapitre 4 l'a montré. Lors du développement de son indice, Karr (1986) a choisi d'évaluer les catégories d'indicateurs suivants : la richesse et la composition spécifiques, la composition trophique, l'abondance des poissons et leur condition générale. Plusieurs versions de l'IIB ont été réalisées depuis sa première version par Karr (1981). Toutes ces versions incluent la richesse et la composition spécifiques de la communauté piscicole, des espèces indicatrices, des fonctions trophiques, des fonctions reproductives, l'abondance et des variables de conditions. Les différentes variables de ces

catégories peuvent néanmoins être différentes entre les versions de l'IIB réalisées (Simon, 1999). Les différentes sections suivantes expliquent les fondements écologiques de certaines de ces catégories de variables.

5.1.3.1 Reproduction

Certaines espèces ont des exigences écologiques particulières concernant la reproduction, qui est l'étape fondamentale du cycle de vie. Le comportement reproductif des poissons peut exiger un habitat spécifique pour que la reproduction soit efficace. Ainsi, les groupes reproductifs peuvent être utilisés dans le cadre de l'IIB en évaluant les changements dans la structure de la communauté en lien avec le maintien ou la disparition d'habitats clés nécessaires à la reproduction. Il est possible d'utiliser ces groupes en considérant qu'un certain niveau de dégradation engendrera une augmentation dans la disponibilité d'une certaine niche ou la réduction de substrat de ponte qui amènera un déclin dans la représentativité de certaines espèces aux exigences spécifiques (Noble *et al.*, 2007).

Les espèces lithophiles nécessitent des galets ou du gravier grossiers pour y déposer leurs oeufs afin que ces derniers profitent d'une certaine oxygénation. Un substrat vaseux (Pont *et al.*, 2006), ou encore un substrat trop compacté (Noble *et al.*, 2007), ne leur seront donc pas profitable. De plus, leurs larves sont photophobes. Leur nombre a ainsi tendance à réduire avec l'envasement, la sédimentation et la « chenalisation ». Les espèces phytophiles, quant à elles, pondent majoritairement sur la végétation et leurs larves ne sont pas photophobes. Elles ont tendance à diminuer à la suite de la « chenalisation », mais vont profiter d'une poussée de végétation. Ainsi, le phénomène d'eutrophisation leur est subséquentement profitable (Pont *et al.*, 2006).

5.1.3.2 Habitat

La relation espèce-habitat constitue une notion fondamentale en écologie. L'habitat et son

intégrité caractérisent les espèces qui s'y retrouveront. Les espèces de poissons exploitent une grande variété d'habitats selon leur écologie. Ceci explique que des changements dans la structure de la communauté s'observent tout au long du cours d'eau (Noble *et al.*, 2007). Il est largement reconnu que la grosseur, la vitalité et la distribution spatiale des espèces sont dépendantes de la quantité et de la qualité de leur habitat (Karr, 1991).

L'habitat dans l'IIB et l'évaluation des variables qui y sont liées réfèrent généralement aux conditions morphologiques et hydrologiques du cours d'eau et s'intéressent souvent plus particulièrement aux préférences des espèces pour un certain débit (Aarts et Nienhuis, 2003). Les variables à observer sont habituellement les trois groupes suivants : les espèces rhéophiliques (tout le cycle de vie en eau douce se passe dans des eaux lotiques), eurytopiques (le cycle de vie est partagé dans les eaux lotiques et lenticques) et limnophiliques (tout le cycle de vie se déroule en eaux lenticques) (Noble *et al.*, 2007). Les espèces rhéophiliques et limnophiliques tendent à diminuer avec l'altération de leur habitat, bien que les espèces rhéophiliques soient parfois avantagées par la chenalisation qui peut avoir comme conséquence une augmentation de débit. Quant aux espèces eurytopiques, elles sont caractérisées par leur tolérance à des débits contrastes. L'altération du système hydrologique aurait ainsi tendance à faire augmenter la proportion de ces espèces (Pont *et al.*, 2006).

En plus de ces variables, on peut utiliser les espèces benthiques et les espèces de la colonne d'eau. Les espèces benthiques sont bien sûr utiles pour déterminer la qualité de l'habitat benthique, tandis que les espèces de la colonne d'eau sont sensibles à la dégradation des bassins, à la complexité de l'habitat et à la présence d'abris distribués dans le milieu (Simon, 1999).

5.1.3.3 Groupes trophiques

Les poissons démontrent une grande variété de régimes alimentaires et occupent plusieurs statuts trophiques allant de détritivore à carnivore secondaire. Tout changement dans la

structure et la disponibilité des ressources alimentaires aura des conséquences sur la représentativité des groupes trophiques et la structure de la communauté piscicole. En général, les perturbations qui sévissent dans les milieux aquatiques nuisent aux espèces dont les habitudes alimentaires sont spécifiques, à savoir des espèces spécialistes comme les insectivores ou les carnivores au sommet du réseau trophique (Manolakos *et al.*, 2007). Par opposition, elles favorisent les espèces dont les habitudes alimentaires sont plus flexibles ou diversifiées, comme les omnivores (Noble *et al.*, 2007).

Il existe ainsi une corrélation inverse entre ces deux groupes trophiques (Karr, 1981). La présence de carnivores indique la santé de l'environnement lotique, puisque ces poissons dépendent d'une structure trophique complexe, contrairement aux omnivores aux moeurs opportunistes qui s'alimentent en fonction de l'abondance de certains éléments de leur diète variée. Les omnivores, qui montrent un régime alimentaire varié (insectes, plancton, plantes et détritux), constituent ainsi une preuve de la simplification de la chaîne alimentaire (Petesse *et al.*, 2007). Ceci leur confère une résistance relativement élevée à la pollution et une capacité d'adaptation et d'exploitation des ressources qui les différencient des espèces plus spécialisées. Selon Karr *et al.* (1986), une communauté ichthyologique montre un fort degré de perturbations lorsque la proportion d'omnivores y est supérieure à 45%. Lorsque la qualité de l'eau se dégrade, les espèces natives carnivores auront tendance à diminuer considérablement ou même à disparaître (Pinto et Araujo, 2007).

En plus d'être le reflet de la structure complexe de leur milieu, les espèces prédatrices sont sujettes au processus de bioaccumulation et de bioamplification. Elles sont ainsi davantage affectées par les modifications chimiques de l'eau (Petesse *et al.*, 2007) et leur présence est donc reliée à une certaine intégrité écologique de leur milieu. Un écosystème en santé montre habituellement plus de 5% de piscivores (Karr *et al.*, 1986).

Cependant, il est rare qu'une espèce utilise une même ressource alimentaire durant l'ensemble de son cycle de vie, vu que ses habitudes alimentaires se modifient avec le temps. Ces

changements ontogéniques ainsi qu'une certaine plasticité alimentaire que montrent certaines espèces avec la modification de leur environnement peuvent limiter l'utilisation des groupes trophiques pour l'IIB (Noble *et al.*, 2007).

5.1.3.4 Comportement migratoire

Dans le cadre de l'IIB, les variables liées au comportement migratoire réfèrent majoritairement au patron de migration. Les espèces migratrices permettent notamment d'évaluer la condition d'un système de rivière en termes de connectivité, qu'elle soit longitudinale ou latérale (Schmutz et Jungwirth, 1999). Les comportements migratoires sont habituellement divisés en deux catégories, soit la potadromie, qui réfère à des migrations qui surviennent uniquement en eau douce et la diadromie, qui réfère à une migration catadrome ou anadrome et qui montre des passages dans l'eau douce et dans l'eau salée (Pont *et al.*, 2006).

L'évaluation de ces comportements migratoires peut ainsi fournir d'importantes informations sur la condition écologique d'une rivière surtout en ce qui a trait à la connexion entre les habitats clés. Quatre classes peuvent être construites en considérant la stratégie migratrice et l'échelle. Il y a les classes des migrations courte et intermédiaire, qui concernent généralement les espèces potadromes, et la classe des migrations longues qui sont adoptées par les espèces catadromes et anadromes, lesquelles sont longitudinales. Les migrations courtes se rapportent à des migrations où les espèces ne migrent seulement que dans une zone particulière de la rivière tandis que les migrations intermédiaires réfèrent à des espèces potadromes qui migrent entre certaines zones spécifiques de la rivière (Noble *et al.*, 2007). Il peut aussi y avoir des variables liées à des migrations latérales à travers le même système de rivière, un système adjacent ou encore une plaine inondable ou milieu humide, surtout dans les basses terres (Aarts et Nienhuis, 2003). La présence de ces espèces permet d'évaluer la condition morphologique et la connectivité avec les plaines inondables qui représentent des endroits privilégiés pour l'alimentation. Cependant, les variables liées aux migrations latérales sont difficiles à utiliser pour l'IIB faute de connaissances sur ces stratégies migratrices et à cause

des mauvaises conditions de certains milieux humides et plaines inondables (Noble *et al.*, 2007).

Cependant, l'évaluation de la stratégie migratrice d'une espèce est sujette à l'erreur, car la catégorisation des différentes classes n'est parfois pas distincte. En effet, certaines espèces montrent une variété de comportements migratoires au cours de leur vie. La complexité du comportement migratoire peut ainsi limiter l'utilisation de ces variables puisqu'une même espèce peut avoir recours à plusieurs schèmes migratoires qui peuvent dépendre également des différentes morphologies du cours d'eau (Noble *et al.*, 2007).

5.1.3.5 Espèces sentinelles

Le choix des espèces sentinelles est important, puisque toutes les espèces ne peuvent pas être désignées ainsi. Une espèce sentinelle est une espèce qui est indicatrice d'une zone particulière de la rivière et qui peut également fournir des informations quant à l'état de l'écosystème qu'elle représente (Noble *et al.*, 2007). Elle est habituellement une espèce à niveau trophique élevé et devrait ainsi manifester une habilité à la bioaccumulation. Elle est également sensible aux polluants. Préférentiellement, elle est abondante et permet la capture de bon nombre d'individus (Basu *et al.*, 2007). En ce qui a trait aux poissons, une espèce sentinelle devrait facilement se prêter à la pêche électrique et le succès de la pêche devrait être le moins possible relié à la taille des individus (Noble *et al.*, 2007). Elle évolue aussi dans un domaine vital assez restreint tout en ayant une vaste aire de distribution. De plus, les connaissances sur son écologie devraient être bonnes, ce qui lui permet de livrer un maximum d'informations (Basu *et al.*, 2007). Son intégration dans l'IIB se manifeste généralement par un indice de présence ou d'importance dans le milieu étudié.

5.1.3.6 Richesse spécifique

Ce paramètre reflète la richesse spécifique de l'assemblage de poissons. Lorsque les

perturbations dans l'habitat sont importantes, la richesse spécifique diminue généralement (Petesse *et al.*, 2007). Cette variable est habituellement intégrée dans toutes les versions de l'IIB. Une variable intéressante peut également référer à la richesse spécifique des espèces natives et peut constituer une amélioration notable de la variable richesse spécifique utilisée dans la version originale de Karr (1981). En effet, se restreindre aux espèces natives est parfois très important pour refléter l'intégrité biotique surtout quand les espèces qui ne sont pas natives sont abondantes et très invasives. En milieu tropical, la richesse peut être exprimée au niveau de la famille ou de l'ordre à cause de la plus grande diversité spécifique qui peut rendre laborieuse l'étude d'une telle variable (Simon, 1999).

5.1.3.7 Capacité à la tolérance

Cette variable intègre la sensibilité des espèces à tout impact relié à la modification du débit, le régime des nutriments, la structure de l'habitat et la chimie de l'eau (Pont *et al.*, 2006). La tolérance des espèces aux perturbations anthropiques a depuis longtemps été sujette à l'évaluation dans les systèmes de « monitoring » (Noble *et al.*, 2007). La présence d'une espèce dans un milieu perturbé indique, par exemple, que la quantité de polluants dans le milieu est inférieure au niveau de tolérance de l'espèce. Conséquemment, les espèces qui sont intolérantes sont présentes dans des milieux où les conditions sont bonnes, tandis que les espèces plus tolérantes ont tendance à dominer par leur nombre dans des milieux perturbés (Noble *et al.*, 2007).

La présence ou l'absence des espèces intolérantes est très utile pour détecter les signes initiaux des perturbations de l'écosystème. Cependant, elle nécessite une bonne connaissance de l'écologie des poissons de la région. Ainsi, il est difficile de l'appliquer dans certains pays où les connaissances sur l'assemblage de poissons sont lacunaires (Simon, 1999). La réduction de l'abondance des espèces intolérantes reste néanmoins un signe avant-coureur de la diminution de la qualité de l'habitat.

5.1.3.8 Anomalies externes

Le changement dans la fréquence d'apparition de maladies ou d'anomalies externes dans les populations est un indicateur important de la dégradation de l'habitat des poissons (Sindermann, 1996). Les principales anomalies retrouvées dans les communautés ichtyologiques sont les déformations, l'érosion des nageoires, les lésions et les tumeurs qui sont regroupées sous l'appellation DELT. Des effluents insuffisamment traités ou non traités, une contamination chimique des sédiments ou encore tout autre stress imposé aux populations de poissons peuvent être à la source d'une augmentation de la fréquence de ces types d'anomalies (St-Jacques et Richard, 2002). Les déformations externes peuvent être causées par les polluants organiques persistants ainsi que les métaux lourds qui interfèrent dans le métabolisme des os (Van Den Avyle *et al.*, 1989). Les infections virales, bactériennes et parasitaires peuvent également être la cause de déformations (St-Jacques et Richard, 2002).

L'érosion des nageoires constitue l'anomalie externe la plus fréquente en milieu pollué selon Reash et Berra (1989). Certaines substances toxiques comme les sulfites, les métaux lourds, les hydrocarbures chlorés, les acides et les alcalis pourraient être à l'origine de l'abrasion ou la précipitation du mucus protecteur qui recouvre les nageoires. Ainsi, privées de cette barrière naturelle, les nageoires seraient susceptibles à l'envahissement par des bactéries et des parasites qui provoqueraient la destruction des tissus et donc l'érosion des nageoires.

De plus, la pollution organique favorise la prolifération des bactéries, virus et protozoaires qui peuvent être à la base d'infections. Ces milieux altérés sont aussi plus propices au développement de cancers. Également, le parasitisme résulte souvent de la mauvaise condition des individus qui deviennent plus vulnérables aux infections par les parasites. Dans un environnement qui impose plusieurs stress aux poissons, ces individus auront une prédisposition élevée au parasitisme (St-Jacques et Richard, 2002).

Dans l'ensemble des variables touchant les communautés piscicoles qui font partie de l'IIB, il

a été prouvé que la fréquence d'anomalies est la variable qui réagit le plus significativement et le plus régulièrement avec la dégradation du milieu (Yoder et Rankin, 1995). Il est donc une variable de prédilection. Karr *et al.* (1986) estiment que la communauté de poissons est en santé lorsque son taux d'anomalies est inférieur à 2%, qu'elle montre des signes d'altération entre 2 et 5% et a une santé très mauvaise au-dessus de 5%. Deux facteurs soutiennent que l'utilisation des difformités externes est un indicateur performant de la qualité du milieu, soit la susceptibilité des poissons aux facteurs perturbants de leur milieu et le taux naturellement bas de difformités (Simon, 1999).

La fréquence d'anomalies dans les populations présentes en milieu dégradé est influencée par la taille des individus. Les individus de grandes tailles ont tendance à être plus affligés par les DELT. Il faut parvenir à discriminer l'influence de la taille sur la fréquence des DELT avant de comparer ces fréquences entre les différentes stations d'échantillonnage (St-Jacques et Richard, 2002).

5.2 Méthode de suivi adoptée par Parcs Canada

Depuis 1998, les parcs nationaux fédéraux au Canada doivent faire des rapports concernant l'évolution de l'état de l'intégrité écologique des écosystèmes qu'ils préservent. L'exigence relative à la surveillance de l'intégrité écologique des parcs nationaux du Canada et à la production de rapports qui y sont relatifs découle d'une loi habilitante aux termes de laquelle le gouvernement du Canada a créé l'agence Parcs Canada. Cette loi en fait l'agence responsable de la protection et la mise en valeur des parcs nationaux. Cette responsabilité peut s'articuler autour de trois grands axes : protéger l'intégrité écologique, fournir des expériences mémorables aux visiteurs et présenter les valeurs patrimoniales aux Canadiens (Parcs Canada, 2005).

La Loi sur les parcs nationaux du Canada établit clairement le rôle de l'agence au regard de l'intégrité écologique. « La préservation ou le rétablissement de l'intégrité écologique par la

protection des ressources naturelles et des processus écologiques sont la première priorité du ministre pour tous les aspects de la gestion des parcs. » (Parcs Canada, 2005). L'agence Parcs Canada étant l'organisation fédérale responsable de la préservation des richesses naturelles du pays, elle se doit d'également réaliser une certaine reddition de compte afin de démontrer aux Canadiens l'efficacité des mesures de préservation et de gestion qui sont réalisées dans l'ensemble des parcs nationaux « pour les générations d'aujourd'hui et de demain ». Les données de surveillance rassemblées lors du programme fournissent des renseignements à diffuser à la population canadienne concernant l'un des objectifs clés du Plan d'action des parcs nationaux, à savoir : « ... veiller à améliorer l'état d'intégrité écologique ... au cours des dix prochaines années dans chacun des 42 parcs nationaux du Canada. » (Parcs Canada, 2005).

Selon cette loi, le maintien ou le rétablissement de l'intégrité écologique constitue la première priorité de tous les aspects de la gestion du parc. L'agence affirme que « dans le contexte de la surveillance de l'intégrité écologique dans les parcs nationaux, l'objectif de gestion primordial est le maintien ou la restauration de l'intégrité écologique » (Parcs Canada, 2005). Ce lien fort qui lie le processus de surveillance de l'intégrité écologique à la gestion du parc a influencé le développement de la méthode qui a été mise en place pour en exercer le suivi.

5.2.1 Description de la méthode d'évaluation

Afin de répondre aux exigences stipulées dans la Loi sur les parcs nationaux du Canada, l'agence a mis en place un programme complet de surveillance et de rapports concernant l'intégrité écologique. La surveillance se fait sur la base de plusieurs indicateurs de suivi qui sont combinés dans une même méthode qui se veut représentative de l'ensemble de ce qui caractérise les écosystèmes présents dans le parc national. La méthode de suivi de l'intégrité écologique découle d'une analyse complexe des écosystèmes qui permet de déterminer les composantes de la biodiversité, les processus écologiques et les facteurs de stress les plus significatifs du milieu qui sont par la suite utilisés comme variables à l'étude. L'analyse à l'échelle du parc national de ces trois volets est à la base même de la méthode. La surveillance

de l'intégrité écologique permet de mesurer de façon reproductible les changements survenant au fil du temps dans les variables écologiques dignes d'intérêt, par rapport à des normes ou des niveaux de référence pour cette variable écologique (Parcs Canada, 2005). Cette méthode de surveillance et de suivi forme un modèle conceptuel illustrant le cadre écologique qui permet de juger de l'intégrité écologique du milieu. Elle consiste à choisir un groupe restreint de variables qui fourniront un maximum d'informations sur les changements qui s'opèrent dans les écosystèmes qui sont présents à l'intérieur du parc national.

L'analyse de l'intégrité écologique se base généralement sur six à huit indicateurs par parc qui sont représentatifs de l'ensemble des écosystèmes qu'on y retrouve. Chaque indicateur s'intéresse à un paramètre spécifique du milieu. La méthode de suivi intègre ainsi l'ensemble des écosystèmes afin de refléter le cadre écologique global. Un indicateur peut comprendre quatre à six mesures qui y sont liées, qui y sont représentatives et qui confèrent de l'information permettant de juger de l'état de l'indicateur. Les mesures intégrées dans la méthode de suivi sont, dans certains cas, communes à une région donnée, tandis que d'autres sont propres au parc. Certaines mesures sont en fait choisies sur une base biorégionale dans un but de limiter les coûts de suivi et d'assurer un suivi à plus petite échelle ainsi que d'augmenter les opportunités d'analyse plus intégrée à grande échelle. D'autres mesures sont néanmoins spécifiques au parc, ce qui augmente la représentativité de l'analyse et favorise la prise en compte de ses spécificités. Aucun des indicateurs n'est bien sûr complètement indépendant des autres, par l'adoption de l'approche écosystémique et par les interactions fondamentales entre les composantes de ces écosystèmes. Ainsi, certaines mesures pourraient s'appliquer à plus d'un indicateur, mais une même mesure n'est cependant évaluée que pour un indicateur afin de limiter la redondance.

Chacune des variables sélectionnées est évaluée par une comparaison entre son état actuel et son état souhaité, ou cible de gestion. Les parcs nationaux possèdent tous un plan directeur qui fournit un cadre pour la gestion des terres et des ressources du parc; celui-ci les guide vers le respect de leur engagement concernant la protection et la conservation ainsi que la

sensibilisation et l'éducation des visiteurs (Parcs Canada, 2007). Dans ces plans, figurent des cibles, c'est-à-dire un état futur souhaité, et des seuils, soit les niveaux de la mesure qui représente une intégrité écologique élevée, préoccupante ou altérée et qui nécessite une réponse appropriée et réglementée de la part des gestionnaires (Parcs Canada, 2005). Néanmoins, la méthode élaborée par Parcs Canada peut également avoir recours à des cibles et des seuils qui ont été définis par d'autres organismes ou spécialistes, correspondant aux conditions nécessaires à la préservation des différents écosystèmes et de leurs composantes, et qui ne figurent pas nécessairement dans leur plan directeur (Parcs Canada, 2008). La figure suivante illustre le cadre d'analyse de l'intégrité écologique pour chaque mesure.

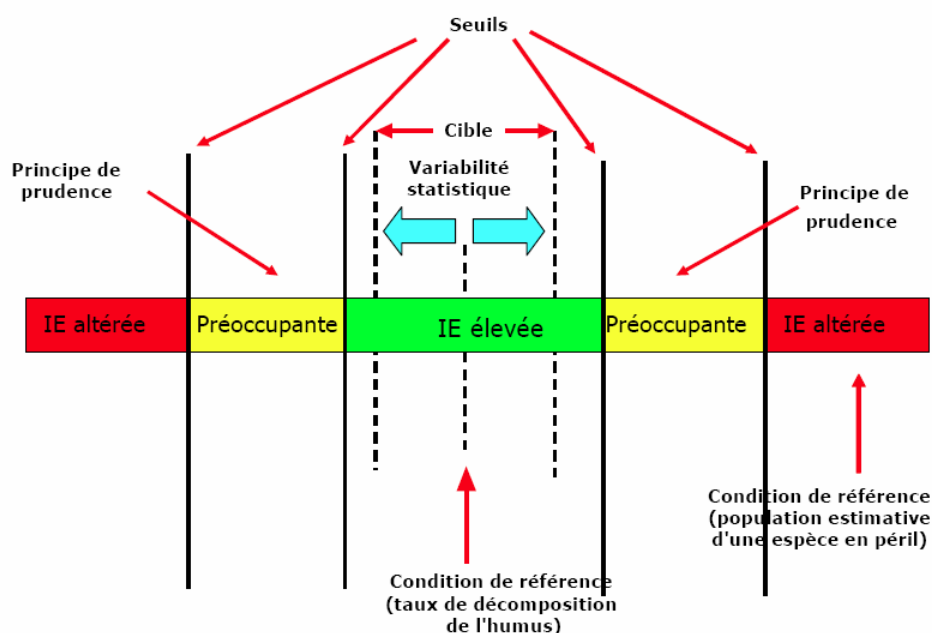


Figure 5.1 Cadre d'analyse de l'intégrité écologique pour chaque mesure adoptée

Source : Parcs Canada (2005), p. 17

Les évaluations individuelles des différentes mesures, selon des seuils pré-déterminés, sont regroupées pour obtenir des évaluations de chacun des indicateurs au moyen d'une majorité simple. Par exemple, si trois des cinq mesures sont jugées en bon état, l'indicateur est jugé

«bon». En l'absence de majorité dans les évaluations des mesures, l'indicateur est jugé passable afin de rendre compte de l'incertitude et de la préoccupation. » (Parcs Canada, 2005). La tendance de l'indicateur est aussi évaluée et se fait d'après les données prises sur le terrain, l'analyse de données quantitatives et qualitatives disponibles, l'opinion d'experts et les connaissances accumulées sur les mesures sous-jacentes afin de juger si les conditions sont propices à l'amélioration de l'indicateur ou à sa dégradation. La détermination du niveau d'intégrité écologique globale se fait ainsi par l'analyse de l'ensemble des mesures sélectionnées par rapport aux différents seuils déterminés.

5.2.2 État de référence

Le terme « milieu de référence » est utilisé afin de décrire l'état de référence pour estimer les effets des activités humaines (Karr et Chu, 1999). Dans le cadre d'un parc national, les activités humaines sont surtout orientées vers la gestion et la préservation des différents milieux naturels qui y sont présents. L'agence Parcs Canada utilise le terme « condition de référence » pour signifier le niveau de la mesure ou de l'indicateur de l'intégrité écologique dès le début du programme de suivi. Certaines conditions de référence et cibles sont les mêmes et le principal but de la gestion sera de maintenir cette mesure de l'intégrité écologique au niveau de la condition de référence. Dans d'autres cas, la valeur de la mesure au début de la surveillance peut indiquer une intégrité écologique intermédiaire ou faible. Par exemple, si la mesure prise est un indice correspondant à une espèce en péril, la condition de référence peut être altérée et la mise en oeuvre efficace d'un plan de rétablissement peut permettre d'améliorer le statut de l'espèce au niveau de la cible de surveillance, dans la catégorie d'intégrité écologique moyenne et/ou élevée (Parcs Canada, 2005). Contrairement à l'indice d'intégrité biotique, elle ne représente pas le milieu où l'intégrité écologique est la plus forte, mais bien la condition de référence face à la gestion que l'on pourrait appeler la condition de départ.

Le modèle de Parcs Canada est alors fortement orienté vers la gestion. Cette approche liée aux cibles de gestion pourrait être le plus apparenté à la condition de référence telle que décrite

dans l'IIB et serait ce qui est appelé la cible de surveillance, soit la cible que ce serait fixé un parc national dans l'atteinte de la préservation des écosystèmes, et donc de l'intégrité écologique, qui figure habituellement dans son plan directeur. Cette cible correspond à des valeurs déterminées par les gestionnaires et les scientifiques, par exemple un niveau de population piscicole saine et viable dans un lac, un degré acceptable de croisement de sentiers ou un niveau de productivité des arbres qui est caractéristique de taux régionaux pour ce site écologique (Parcs Canada, 2005). Les cibles de surveillance sont rarement exprimées en chiffres précis, mais plutôt par une fourchette de valeurs qui reflètent la variabilité historique et la variabilité d'échantillonnage pour cette mesure de l'intégrité écologique.

5.2.3 Aspects du milieu étudiés

La méthode de Parcs Canada pour l'évaluation de l'intégrité écologique comprend l'avantage d'intégrer plusieurs aspects du milieu. Ces aspects sont majoritairement reliés à la biodiversité, aux processus et fonctions des écosystèmes ainsi qu'aux facteurs de stress. Cette approche est préconisée puisqu'elle permet d'adapter la méthode en fonction d'une représentation conceptuelle de l'écosystème entier. Dans cette méthode, les écosystèmes aquatiques sont généralement employés comme indicateur de l'intégrité écologique, au même titre que la diversité biologique ou les écosystèmes terrestres.

Le nombre d'aires de préservation dédiées essentiellement au domaine aquatique étant restreint au Canada et le suivi de l'intégrité écologique dans ses parcs nationaux étant à ses débuts, il n'y a pas de référence où est observée l'intégrité écologique d'un écosystème uniquement aquatique et d'eau douce, ce milieu étant qu'un indicateur de la santé générale des systèmes présents dans un parc national. Il n'y a donc pas de procédure formelle pour le suivi des milieux lotiques. Les différents aspects qui seront développés ci-dessous découlent néanmoins de la méthode de suivi qui a été mise en place pour le parc national de la Mauricie et le parc national de Forillon, qui préservent un ensemble de milieux aquatiques. Les différents indicateurs et mesures ci-dessous s'inspirent également des outils de suivi qui ont

été réalisés pour l'analyse de l'intégrité écologique pour d'autres parcs nationaux possédant des écosystèmes aquatiques. Les prochaines sections décrivent certains des indicateurs qui sont adaptés au suivi des écosystèmes aquatiques et quelques mesures qui y sont associées.

5.2.3.1 Espèce sentinelle

Cette variable à l'étude rejoint la description qui concernait les espèces sentinelles faite à la section 5.1.3.5. Néanmoins, contrairement à l'IIB qui ne base son analyse que sur une communauté spécifique, la méthode élaborée par Parcs Canada permet d'intégrer des données sur une espèce représentative du milieu, peu importe son groupe taxonomique. En considérant que l'information livrée par une espèce sentinelle s'en trouvera augmentée si les connaissances sur son écologie sont nombreuses (Basu *et al.*, 2007), cette latitude dans le choix de l'espèce sentinelle peut ainsi permettre d'axer le suivi sur les populations d'une espèce dont la relation habitat-écologie est bien connue.

Dans les différents outils de suivi de l'intégrité écologique des parcs nationaux du Canada, cet indicateur est souvent basé sur des mesures concernant une espèce en péril, comme la tortue des bois. La protection des espèces en péril va souvent de pair avec le maintien ou le rétablissement d'un habitat spécifique qui profite à tout un ensemble d'espèces. Ceci fait en sorte que certaines espèces en péril peuvent constituer d'intéressantes espèces sentinelles parce que leur statut indique la santé de l'habitat ou des habitats desquels elles dépendent. Le suivi dont elles font objet, parfois depuis plusieurs années, procure des connaissances sur ces espèces ce qui permet une analyse plus fine des mesures choisies. De plus, le suivi d'une espèce menacée confère l'avantage de fournir indirectement de l'information quant à l'évolution de la tendance des menaces qui lui confèrent son statut.

L'intégration dans la méthode élaborée par Parcs Canada d'une espèce sentinelle peut se manifester par des mesures allant de sa présence à des mesures plus précises, comme le taux de recrutement de l'espèce qui rend compte de son succès reproductif. Les mesures étudiées

peuvent également être directement en lien avec les objectifs et les mesures de suivi inclus dans les programmes de rétablissement de ces espèces souvent représentatives de leur démographie. (Parcs Canada, s.d).

5.2.3.2 Suivi des communautés de poissons et des invertébrés

La méthode élaborée pour l'évaluation de l'intégrité écologique dans les parcs nationaux peut comprendre un ou plusieurs indicateurs liés au suivi des communautés de poissons et des organismes benthiques. Cet indicateur comporte des mesures qui sont grandement reliées à celles développées dans la section 5.1 sur l'IIB. Une des mesures principales de cet indicateur est certes une mesure de biodiversité. Les parcs nationaux ont souvent à coeur la biodiversité. La diversité biologique est en effet un élément clé de l'intégrité écologique (Parcs Canada, 2005). Un écosystème aux composantes diversifiées résiste mieux aux agents de stress ou aux changements environnementaux. Cet aspect caractéristique d'un écosystème à forte intégrité écologique, est également garant de son maintien à long terme. Ainsi, la mesure de biodiversité est souvent préconisée dans l'évaluation de l'intégrité biotique des parcs nationaux du Canada.

Dans sa définition de l'intégrité biotique Karr (1981) décrit un assemblage d'organismes similaire à celui produit par une évolution à long terme dans le milieu. Cette définition soulève l'importance du maintien de la biodiversité indigène, c'est-à-dire des espèces natives à la région. Puisque l'agence Parcs Canada a comme mission de protéger le patrimoine biologique des Canadiens et de conserver les spécificités des écosystèmes qu'elle protège, sa gestion est orientée dans le maintien des espèces autochtones et non des espèces exotiques qui auraient pu y être introduites (Parcs Canada, 2005). La mesure liée à la biodiversité est en ce sens orientée vers la biodiversité native. De plus, une mesure utilisée dans le suivi des écosystèmes aquatiques du parc national de la Mauricie concerne la proportion de lacs à ombles de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) affectés par les espèces exotiques. Cette mesure permet de suivre une menace importante qui pèse sur une espèce dont l'intérêt sportif est reconnu.

En ce qui concerne l'étude des invertébrés dans des outils de caractérisation des milieux aquatiques, celle-ci est réalisée fréquemment par des analyses taxonomiques. Une modification du milieu mène généralement à un changement dans la distribution des groupes taxonomiques sous l'influence des paramètres du milieu sur la présence et l'abondance des espèces. Comme il a été mentionné précédemment, l'avantage d'utiliser les invertébrés est qu'ils sont plutôt sédentaires; donc, ils intègrent les effets cumulatifs et synergiques des multiples perturbations dont l'effet est très localisé. Ils constituent de bons indicateurs également par leur cycle de vie varié, leur grande diversité et leur tolérance variable à la pollution et à la dégradation de l'habitat (MDDEP, 2009). La représentativité des espèces sensibles aura par exemple tendance à diminuer considérablement sous l'effet des pressions. Une mesure du programme de suivi du Parc national de la Mauricie est donc liée à la différence observée entre la distribution des groupes taxonomiques de plus de 20% par rapport à la distribution historique sur une période donnée (Parcs Canada, s.d.).

5.2.3.3 Quantité et qualité de l'eau

Les ressources en eau sont souvent caractérisées en termes de qualité et de quantité d'eau. En effet, le maintien d'une eau de qualité, en quantité suffisante, permet d'assurer les usages de l'eau pour les populations humaines et fauniques, ainsi que de conserver l'intégrité du milieu aquatique et des processus qui y sont liés. Un objectif clé des parcs nationaux du Canada est le maintien de la qualité de l'eau, des niveaux d'eau et des régimes de débit dans l'intervalle de variabilité naturelle (Parcs Canada, 2008).

Une des mesures utilisées pour analyser la quantité d'eau est le débit. La modification du débit en milieu d'eau courante est en effet une des plus grandes menaces sur les écosystèmes qu'il abrite (Dudgeon *et al.*, 2006). La profondeur et la vélocité de l'eau dans un cours d'eau ou une rivière déterminent l'habitat disponible pour les organismes aquatiques et régulent d'autres variables telles que la température et la turbidité. Des périodes prolongées de faible débit

peuvent modifier la structure de la communauté aquatique en faisant monter, par exemple, la température de l'eau au-dessus d'un niveau toléré par un poisson indigène. La qualité de l'eau, le niveau et le débit reflètent généralement l'intervalle attendu de variabilité (Parcs Canada, 2008).

D'un autre côté, les facteurs qui altèrent la qualité de l'eau engendrent des impacts variés sur les différentes composantes de l'environnement de plusieurs façons. Certains polluants sont toxiques et ont un effet direct sur le métabolisme des organismes aquatiques, pouvant aller ultimement jusqu'à leur mort. La majorité des effets des polluants sont indirects via l'altération du milieu physique et chimique de l'environnement au détriment des organismes qui y vivent. C'est le cas des composés azotés et phosphatés qui causent l'eutrophisation des cours d'eau, par une forte poussée végétative et par une chute subséquente des concentrations en oxygène dans les zones à faible débit. Cette chute d'oxygène est peu profitable aux poissons et à la plupart des invertébrés (Frid et Dobson, 2002). Dans les zones où les quantités d'eau présentes sont peu importantes, les menaces à la qualité de l'eau sont d'autant plus importantes puisque la capacité de dilution est réduite (Revenga et Kura, 2003).

Bien que les mesures chimiques ne puissent réellement représenter l'effet de la qualité de l'eau sur le biote et sur les processus écologiques qui le sous-tendent, ces mesures peuvent véhiculer des informations intéressantes sur l'intégrité chimique du milieu. Selon le type de pollution émise dans l'environnement, les paramètres de la qualité de l'eau qui sont affectés peuvent varier. Les paramètres les plus souvent mesurés afin de déceler la résultante des pressions humaines incluent la température, le pH, la turbidité, l'oxygène dissous, la demande biochimique en oxygène (DBO₅), le phosphore dissous, le phosphore en suspension, les différentes formes de l'azote (nitrites-nitrates, azote ammoniacal, azote total), la chlorophylle *a*, le carbone organique dissous (COD), les matières en suspension (MES), la conductivité et les coliformes fécaux (MDDEP, 2009). Le suivi de Parcs Canada intègre des mesures permettant d'évaluer la répercussion des activités humaines qui ont lieu dans le bassin versant, des changements climatiques et des précipitations acides (Parcs Canada, s.d.).

5.2.3.4 Paramètres d'intégration des pressions humaines

Le maintien des processus écologiques est essentiel à la conservation efficiente des rivières. L'évaluation des différentes perturbations de ces systèmes et de leur intensité est un préalable pour l'élaboration des plans de conservation visant le maintien des services et de la biodiversité des rivières (Mattson et Angermeier, 2007). Certaines mesures de la méthode de surveillance de Parcs Canada sont donc spécifiquement reliées aux différents facteurs qui engendrent des perturbations sur les écosystèmes aquatiques. Dans un cadre de suivi orienté grandement vers des mesures de gestion, l'intégration d'indicateurs qui font l'état des pressions humaines amène une évaluation directe sur les paramètres dont la réduction est désirée.

Étant donné la variété des perturbations, les mesures sous cet indicateur peuvent être multiples ou encore plusieurs indicateurs peuvent y être liés. Un indicateur clé peut être la proportion des plans d'eau sous l'influence d'infrastructures qui modifient le régime hydrique. Il permet de suivre l'évolution de la situation des écosystèmes aquatiques dont le régime n'est pas naturel. En ce sens, une mesure est liée à la conformité des ponts et des ponceaux aux normes de Pêches et Océans et au règlement sur les normes d'intervention du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. Ces deux types de structures peuvent affecter le lit des cours d'eau et les conditions d'écoulement engendrant plusieurs perturbations telles la détérioration de l'habitat et l'érosion des berges. Cette mesure vise de plus le suivi de l'importance de la fragmentation des cours d'eau et de la sédimentation, tout en pouvant estimer l'efficacité du programme de remplacement des ponts et des ponceaux (Parcs Canada, s.d.).

Les différentes mesures de pression peuvent également être regroupées sous des mêmes catégories afin de représenter l'effet combiné des différentes pressions reliées à une catégorie précise. Ces différentes pressions peuvent aussi être regroupées dans une mesure unique qui est la résultante de ces pressions. Par exemple, une mesure destinée à l'évaluation de la

proportion de la végétation riveraine intègre l'ensemble des pressions qui influencent ce paramètre clé de l'habitat aquatique.

L'habitat peut aussi être vu à une plus petite échelle, notamment en ce qui concerne les milieux aquatiques, leur santé étant fortement liée à l'ensemble des activités qui sont présentes à l'échelle du bassin ou du sous-bassin versant. L'analyse des pressions à cette échelle peut constituer un indicateur en soi. Cette dernière analyse peut se faire à l'aide d'outils cartographiques représentant une zone définie. Par exemple, la densité des habitations et des routes peut permettre une estimation de l'importance de la fragmentation des cours d'eau et de la sédimentation en périphérie du parc (Parcs Canada, s.d.).

Chapitre 6

Le parc national d'Ifrane (PNI)

Les prochaines sections s'attarderont à décrire les différentes particularités du parc national d'Ifrane. Elles mettront en lumière l'importance écologique des écosystèmes du PNI et de ses cours d'eau et la nécessité de parvenir au suivi de leur état.

6.1 Importance écologique du PNI

Au sein de l'étage bioclimatique humide du Moyen Atlas, Ifrane et sa région sont connus depuis fort longtemps pour leurs peuplements végétaux et animaux remarquables, exceptionnellement riches en espèces endémiques et sub-endémiques. Les hauts indices observés, tant de biodiversité que des effectifs de populations, en font un réservoir génétique de premier rang et ont présidé à la classification conservatoire du PNI (Tarrier et Delacre, 2005). Il s'étend sur la portion occidentale du Moyen Atlas central, sur les territoires des provinces d'Ifrane et de Boulmane (figure 6.1). Il se distingue par ses valeurs biologiques et écologiques, sa richesse forestière et la beauté exceptionnelle de ses paysages (Centre d'échange d'informations sur la biodiversité du Maroc, 2009). Ce parc national, qui couvre 500 km², fait partie de la série des 9 parcs nationaux du Maroc depuis 2004, mais un premier plan d'aménagement et de gestion avait été réalisé en 1995.

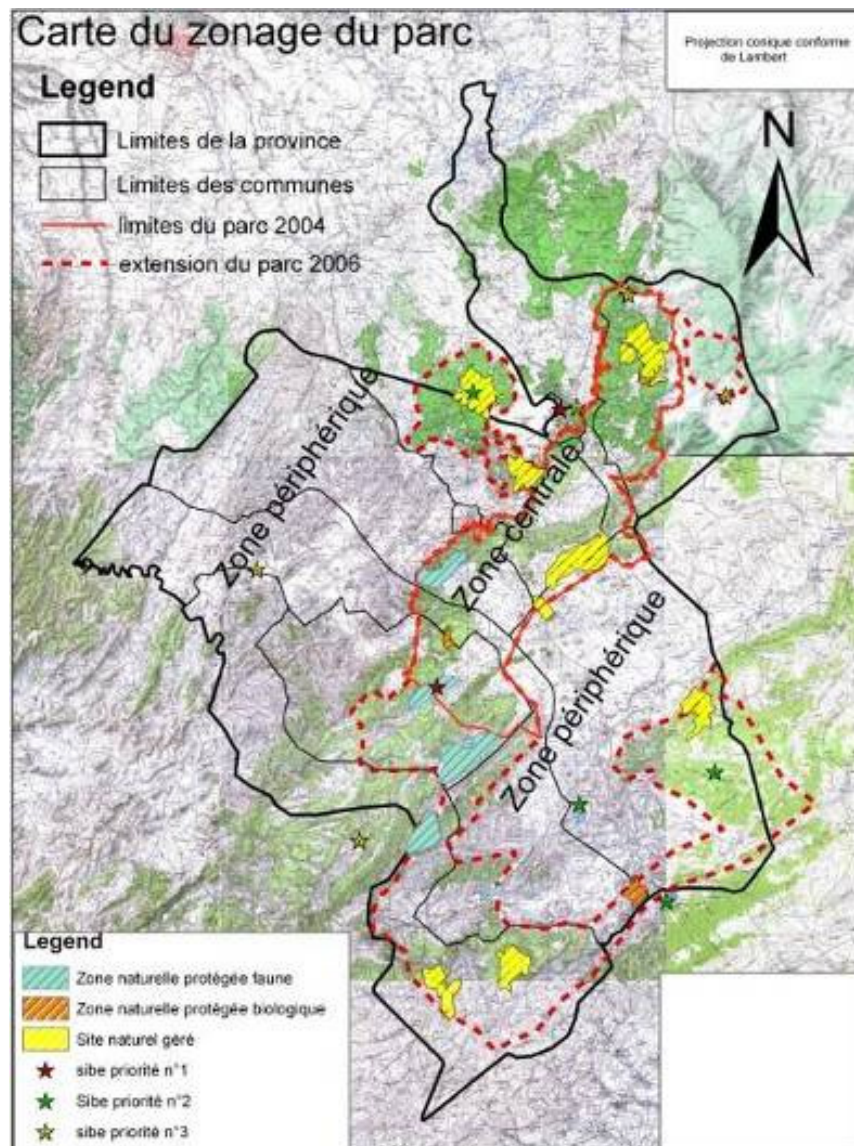


Figure 6.1 Carte de zonage du parc national d'Ifrane

Source : BRL-Ingénierie (2007), p. 32

Le PNI est le plus représentatif de la biodiversité marocaine, Ifrane étant même considérée comme la capitale écologique du Maroc. En effet, simplement en ce qui concerne la flore, le parc comprend 22 % des espèces du Maroc, représentant la quasi-totalité des familles recensées au pays (BRL-Ingénierie, 2007). Au point de vue faunistique, il comporte 37

espèces de mammifères dont d'importantes populations de singes, 140 espèces d'oiseaux dont certains rapaces rares ou menacés et une trentaine d'espèces d'amphibiens et de reptiles. Le parc national est notamment l'hôte d'espèces endémiques ou qui nécessitent une protection certaine due à leur statut précaire. Le singe magot (*Macaca sylvanus*), endémique au Maghreb, figure parmi les espèces vulnérables et habite les forêts de cèdres du parc. Le chacal doré (*Canis aureus*) et le caracal (*Caracal caracal*) sont deux prédateurs menacés que l'on peut également y observer (Cuzin, 2006). Des espèces d'oiseaux migrateurs font du lac d'Afennourir, zone humide classée site Ramsar, un lieu d'escale important dans leur migration (Centre d'échange d'informations sur la biodiversité du Maroc, 2009). C'est également au cœur de cette région que se rencontre la plus grande amplitude forestière du Maroc, c'est-à-dire la plus longue distance sous couvert forestier sans discontinuité réelle. Le parc possède la plus grande forêt de cèdres (*Cedrus atlantica*), une essence noble, qui est l'emblème du pays (Centre d'échange d'information sur la biodiversité du Maroc, 2009).

En plus des espèces forestières, certaines zones montagneuses, dont particulièrement le Moyen Atlas, sont reconnues au pays pour avoir une forte concentration en espèces aquatiques endémiques, rares ou menacées. Les écosystèmes limniques de cette région abritent en exclusivité près de 25 % des espèces endémiques marocaines qui possèdent des origines paléarctiques et tropicales (Chillasse *et al.*, 2001). La majorité de ces espèces sont des insectes (33 espèces réparties principalement entre les Trichoptères, les Diptères et les Coléoptères), suivis par les crustacés (sept espèces, partagées entre les Copépodes, les Anostracés et les Amphipodes), puis par les poissons (Chillasse et Dakki, 2004). Les zones humides du PNI, oueds (terme utilisé pour les cours d'eau au Maroc), ruisseaux, réservoirs, dayas (zone d'accumulation de l'eau de ruissellement) et lacs, occupent donc une place privilégiée en tant que zones d'intérêt majeur pour la biodiversité.

Tenant compte de ces qualités et de ces valeurs indéniables, autant sur le plan bioécologique que culturel, l'enjeu sur le long terme est « de préserver un patrimoine exceptionnel, en assurer la pérennisation, et en promouvoir le bénéfice pour ceux et celles qui bien après nous seront

heureux de trouver là une telle richesse » (BRL-Ingénierie, 2007). Les raisons objectives qui justifient la mise en application d'un vaste parc national dans la province d'Ifrane restent les mêmes que celles exprimées en 1995 (BRL-Ingénierie, 2007) :

- présence d'écosystèmes d'importance mondiale (cédraie de l'Atlas) avec une espèce type de la méditerranée (le cèdre);
- présence d'une biodiversité remarquable à tous les niveaux;
- présence d'un massif forestier offrant la plus grande amplitude forestière du Maroc;
- rôle écologique fondamental pour une grande partie du pays (principal château d'eau);
- zone d'usage des ressources très intensive;
- zone de fortes pressions d'exploitation de l'espace et des ressources, soumises à des dynamiques de dégradations importantes.

6.2 Menaces sur l'intégrité des écosystèmes du PNI

Bien que le PNI constitue un réel coffre de trésors écologiques qui mériteraient plusieurs efforts de protection, les espèces qu'il supporte sont loin d'être à l'abri des assauts de l'humain. En général, les régions montagneuses du Maroc subissent une surexploitation des ressources naturelles liée à la grande croissance démographique et au surpeuplement dans certaines régions, ainsi qu'aux effets des sécheresses répétitives qui sévissent dans tout le pays. La dégradation des milieux naturels qui en résulte est aggravée par la vulnérabilité de certaines zones à l'érosion et aux glissements de terrain. L'environnement du Moyen Atlas est menacé, l'équilibre potentiel entre l'environnement et les besoins anthropiques étant fortement déséquilibré au profit de l'humain. En effet, le PNI est bien loin d'être une zone de protection intégrale de nature sauvage, la présence de l'humain dans ses limites étant perceptible à plusieurs égards. À cet effet, ce parc national ne répond pas aux exigences internationales du statut de «Parc national» véhiculé par les grandes agences de protection de la biodiversité au niveau mondial comme l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) (UICN, 2008). Le parc national évolue ainsi vers l'appellation de «Parc naturel» qui est

beaucoup moins contraignante au point de vue des possibilités pour l'exploitation des ressources. Malgré un très grand nombre d'espèces présentes dont certaines d'importance mondiale et un fort taux d'endémisme (espèces végétales, mammifères, reptiles, entomofaune et avifaune), de nombreuses espèces restent menacées ou en voie de disparition. Par rapport à 1994, on enregistre des pertes importantes de biodiversité tant dans la diversité des habitats que celle des espèces. Tous les milieux sont concernés par ces régressions. Il y a fragmentation et dispersion des sites relictuels d'intérêt biologique/écologique et une forte dégradation des milieux humides (dayas, lacs, oueds) est enregistrée malgré certains statuts existants, Ramsar notamment (BRL-Ingénierie, 2007).

Le développement d'une population totale de 143 000 habitants, dont 48 % est en milieu rural, est largement fondé sur l'exploitation des ressources, comme l'eau, les forêts, les parcours et les sols. L'élevage extensif sur parcours basé sur les ressources végétales naturelles reste la composante principale de l'économie rurale. Les 800 000 moutons et les chèvres qui paissent dans le parc sont ainsi quatre fois trop abondants par rapport à la capacité de support du milieu; les conséquences qui découlent de ces pratiques sont importantes et concernent la totalité des milieux naturels qui y sont présents (Tarrier et Delacre, 2005). L'utilisation trop intensive du parcours forestier additionnée à des pratiques sylvicoles inadaptées, une pression humaine permanente sur les milieux et un manque réel de gestion patrimoniale ont petit à petit provoqué une forte raréfaction des populations faunistiques et floristiques ainsi qu'une baisse importante du potentiel naturel de régénération des peuplements forestiers. Ces manifestations ont notamment pour conséquence une redistribution des eaux de surface liée à une modification du recouvrement de la végétation, une dénudation des sols, une sensibilisation à l'érosion additive et un appauvrissement progressif de la capacité de régénération des milieux naturels (Grovel, 2007).

Cette pression de surpâturage est fortement perceptible près des oueds, des lacs et des dayas qui jouent le rôle de point d'abreuvement pour une densité trop forte de brouteurs. En effet, les eaux continentales, dont les oueds et les lacs, restent le seul point d'abreuvement du bétail et

constituent souvent un pâturage plus ou moins permanent. Ces brouteurs en bordure des oueds causent une diminution importante de la végétation riveraine, ce qui l'empêche de jouer son rôle clé pour les habitats aquatiques, notamment en ce qui a trait à la lutte à l'érosion, la région étant caractérisée par des fortes crues. De plus, par sa constance, la présence du bétail dans l'eau ou sur ses abords constitue une source de perturbations eutrophisantes et physiques. L'effet conjugué de la dénudation des sols, du piétinement par les bêtes et de la sécheresse provoque la dégradation continue des sols de la région avec des phénomènes d'érosion marquée bien localisés, notamment autour des points d'eau et des lacs comme ceux de Afenourir et Dayet Aoua (Grovel, 2007). Le bétail fait également compétition aux herbivores aquatiques par consommation des plantes qui leur seraient naturellement dédiées. Une partie de la production primaire destinée à la base de l'écologie de ces milieux est ainsi détournée par le cheptel diminuant la production de biomasse des niveaux trophiques supérieurs. Cette action s'accroît lorsque le climat est sec, puisque les eaux continentales deviennent alors des pâturages de prédilection, plus particulièrement pour les bovins (Dakki, 1997).

Les cours d'eau du PNI témoignent de la présence humaine dans ses limites. En effet, les activités humaines sur les berges et dans les cours d'eau sont multiples. En plus de subir les impacts du bétail et d'un éco-tourisme peu respectueux des milieux naturels, la quantité des ressources en eau s'amenuit de façon considérable sur ce territoire. On assiste à une diminution de 25 % des ressources en eau à l'échelle du parc national. Le prélèvement excessif de l'eau pour l'irrigation et la consommation domestique ou industrielle renforce la réduction de la ressource. Le milieu agricole exerce ainsi un fort captage pour l'alimentation des terres cultivables. L'agriculture est reconnue comme la responsable de 80 % de la consommation en eau à l'échelle du pays (FAO, 2005). Il y a d'ailleurs une progression rapide des cultures en altitude dans les dernières années suite à des sécheresses qui ont poussé les agriculteurs à rechercher des conditions plus favorables qu'offre la montagne, et à la disponibilité de grands moyens économiques au pays utilisés pour transformer les milieux afin d'y implanter les cultures et l'irrigation (Dakki, 1997). Bien que peu utilisés dans certaines zones, l'usage de fertilisants ajoute à la charge eutrophisante dans les milieux aquatiques.

Le déficit pluviométrique observé dans les dernières années, cumulé à des pratiques de gestion de l'eau peu concertées et des demandes toujours croissantes sur les nappes phréatiques et les eaux de surface affectent fortement le débit et la qualité des cours d'eau provoquant même l'assèchement de certaines zones humides (Grovel, 2007). Plusieurs plans d'eau qui y sont présents s'assèchent et se brisent en petits plans d'eau isolés durant l'été suite à l'effet cumulé des sécheresses naturelles et de la pression trop forte sur les ressources en eau. La majorité des cours d'eau du Moyen Atlas étaient permanents dans le passé et de nos jours, moins du tiers couleraient en permanence. La baisse du débit est accompagnée d'une hausse des températures, deux conditions qui sont intolérables pour la majorité des espèces inféodées à ces milieux de montagne, alors qu'elles provoquent une montée vers l'amont d'espèces de basse altitude. Ce phénomène n'est pas sans conséquence pour les écosystèmes aquatiques et les espèces qui les composent. Plusieurs espèces rares ou endémiques des eaux courantes du Maroc disparaissent ainsi progressivement du Moyen Atlas (Chillasse et Dakki, 2004).

Les pratiques de gestion ont également été très peu profitables pour les milieux aquatiques dans le passé. En effet, le Centre national d'hydrobiologie et de pisciculture (CNHP) a procédé à desensemencements importants de poissons pour alimenter la pêche sportive. Certaines de ces espèces introduites dans le milieu n'étaient pas indigènes et très compétitives, comme la carpe chinoise (*Ctenopharyngodon idellus*), ce qui a grandement perturbé l'intégrité biotique du milieu (BRL-Ingénierie, 2007). L'ensemble des facteurs mentionnés précédemment entraîne la dégradation constante des différents écosystèmes présents dans les limites du parc.

6.3 Suivi de l'intégrité écologique des écosystèmes du PNI

Le PNI comprend des attributs biologiques et écologiques dont la conservation est primordiale, tant à l'échelle régionale que nationale et internationale. La raison même de la création de ce parc national relève de la volonté de protection de ces derniers et d'une gestion plus rationnelle de l'espace par les populations locales. Le PNI possède un avantage

considérable sur plusieurs autres aires protégées dans le monde, soit l'importance de sa superficie de 125 000 ha. En effet, de nos jours, certaines aires protégées sont créées avec des étendues restreintes qui ne permettent pas de maintenir les conditions propices au maintien des processus écologiques et donc l'intégrité écologique (Terborgh *et al.*, 2002). Le PNI possède la capacité de protéger des écosystèmes sur de grandes étendues, ce qui augmente considérablement la possibilité d'une conservation efficace par une gestion concertée et encadrée par une cellule de gestion, soit la cellule du projet Ifrane. De plus, l'abondance relative de ses ressources en eau constitue également un attribut dont les avantages sont incontestables dans un pays où la désertification gagne du terrain et où l'eau est souvent un facteur limitant pour les systèmes biologiques et pour le développement économique de ces zones rurales (Haut Commissariat des Eaux et Forêts et de la Lutte contre la Désertification, 2009). La région joue en ce sens le rôle de zone refuge pour plusieurs espèces sténothermes ou encore des espèces dont les exigences écologiques sont grandement orientées vers l'eau (BRL-Ingénierie, 2007). Par la valeur des espèces, des écosystèmes et des ressources qui sont présents sur son territoire ainsi que par la préservation à grande échelle de ces composantes, la préservation de l'intégrité écologique du PNI est un objectif dont les répercussions positives pourraient être considérables.

De plus, en adoptant l'intégrité écologique dans ses principes de gestion, le PNI collaborerait, en partie, à la reconnaissance de l'efficacité de l'approche par écosystèmes qui est prônée par les scientifiques et les grandes instances de la conservation à l'échelle internationale. Entre autres, la Convention sur la diversité biologique reconnaît l'approche par écosystème comme fondamentale dans la gestion des aires protégées (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2004). Selon la Convention sur la diversité biologique :

« l'approche par écosystème est une stratégie de gestion intégrée des terres, des eaux et des ressources vivantes, qui favorise la conservation et l'utilisation durable d'une manière équitable. (...) Elle repose sur l'application de méthodes scientifiques appropriées aux divers niveaux d'organisation biologique, qui incluent les processus, les fonctions et les interactions essentiels entre les

organismes et leur environnement. Elle reconnaît que les êtres humains, avec leur diversité culturelle, font partie intégrante des écosystèmes. (...) L'approche par écosystème exige une gestion qui puisse s'adapter à la nature complexe et dynamique des écosystèmes et à une connaissance et une compréhension souvent insuffisantes de leur fonctionnement. Les écosystèmes obéissent souvent à des processus non linéaires. » (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2004, p. 6).

Cette approche, basée sur les processus, les fonctions et les interactions essentiels entre les organismes et leur environnement, reprend globalement certains des principes fondamentaux décrivant l'intégrité écologique. Elle reconnaît notamment l'humain comme une composante fondamentale de l'écosystème ayant un fort pouvoir de transformation sur les milieux dans lequel il vit.

Le parc national prévoit d'importants investissements de plusieurs millions de dirhams afin de réaliser les différentes actions qui sont prévues dans son plan d'aménagement et de gestion. Ce nouveau plan d'aménagement et de gestion a été adopté en 2007 et a remplacé celui qui avait été réalisé en 1995, puisqu'il y a eu une évolution sociale, économique et écologique du territoire du parc. Cette évolution se traduit par une augmentation des menaces et une dégradation rapide des habitats naturels, mais aussi par une amélioration des connaissances de la biodiversité et des enjeux écologiques dans ses limites et une extension de ces dernières afin d'englober 73 200 ha additionnels (BRL-Ingénierie, 2007).

Dans un contexte où des signes physiques, chimiques et biologiques témoignent d'une dégradation constante des composantes de ses écosystèmes et où l'intégrité est donc en régression, l'augmentation des connaissances de ces milieux et des transformations qui s'y opèrent est primordiale. Dans ce nouveau plan d'aménagement et de gestion, le suivi des écosystèmes et de leurs composantes est prioritaire afin d'améliorer les connaissances sur leur état général et de comprendre le rôle des perturbations dans les processus de dégradation des écosystèmes. Les gestionnaires du PNI se sont donc fixés des objectifs à court terme qui sont notamment :

- l'élaboration et la mise en œuvre progressive d'un programme de recherche scientifique et de suivi écologique;
- la mise en place d'un tableau de bord d'indicateurs de suivi de la gestion durable des ressources naturelles.

Ces programmes de suivi intégreront notamment des indicateurs d'état et de réponse. À partir de l'ensemble des données récoltées lors du suivi et l'analyse ultérieure, les gestionnaires seront plus aptes à orienter leurs actions de gestion et de préservation et pourront avoir un portrait des interactions entre les différents paramètres qui feront l'objet du suivi. Selon son plan d'action, plusieurs programmes de suivi seront mis sur pied concernant notamment le dépérissement du cèdre, la progression des ravageurs, les indicateurs de biodiversité, les espèces phares, les milieux spécifiques, les chaînes trophiques, le fonctionnement hydrologique des bassins versants et des écosystèmes humides (BRL-Ingénierie, 2007).

En appliquant l'ensemble de ces programmes et actions prévus dans le nouveau plan d'aménagement et de gestion, cela confirme d'un vif intérêt dans le suivi de leurs milieux naturels. De plus, la variété des paramètres soutient une approche globale qui permet une vision générale de l'état des écosystèmes et donne l'opportunité de faire une analyse plus poussée des facteurs de dégradation, de leur synergie et de leurs effets à l'intérieur des écosystèmes. Ce suivi pourra mener à déterminer si les écosystèmes sont capables de s'adapter et de se maintenir à un niveau où ils peuvent fournir leurs multiples ressources et services aux populations qui en dépendent tout en permettant le maintien de la biodiversité qui y est caractéristique.

Par ailleurs, vu la vocation du PNI qui pourrait changer de catégorie et devenir un parc naturel avec un degré de protection moins élevé (BRL-Ingénierie, 2007) et vu l'utilisation des ressources du parc dont les restrictions semblent peu probables par leur importance économique pour les populations qui y sont présentes, le rétablissement d'une intégrité

écologique forte est peu envisageable à grande échelle. Néanmoins, l'exploitation des ressources doit se faire de façon durable. Pour se maintenir, les écosystèmes doivent être capables de se supporter eux-mêmes et les conditions pour leur régénération doivent être présentes. Ces conditions correspondent à un certain niveau d'intégrité écologique.

Pour supporter sa stratégie d'intervention générale, différents programmes s'attaquent à des axes spécifiques. Un sous-programme est voué à la conservation des habitats et des espèces et à la restauration des milieux naturels et des dynamiques biologiques. Il s'agit, à travers ce programme, d'assurer la protection, l'intégrité ou la restauration des zones d'intérêt biologique et écologique, dont les zones naturelles protégées (ZNP) et les sites naturels gérés (SNG), et de mettre en place des actions visant plus généralement le suivi et l'amélioration de la diversité biologique des forêts et des habitats du parc. Afin de protéger les milieux ayant la plus forte valeur écologique, le parc national a procédé à un exercice de zonation pour déterminer les zones du parc national où il fallait renforcer la protection.

À cette fin, ils ont mis en place des ZNP à des fins biologiques majoritairement dédiées aux écosystèmes forestiers ainsi que des zones naturelles protégées pour la faune. Ces dernières représentent des habitats spécifiques pour la faune, dont la fragilité et la sensibilité aux dégradations sont reconnues comme plus importantes qu'ailleurs et qui demandent l'élaboration d'un plan d'aménagement concerté pour préserver à la fois les espèces en voie de disparition ou régression (ex : oiseaux, loutre) et les pratiques rurales et pastorales. Ces zones concernent la ZNP Inifif, la ZNP Tamrabta et la ZNP Es Seheb liés aux écosystèmes forestiers ainsi que quatre milieux aquatiques, à savoir les sites Ramsar d'Affenourir et de Tiffounassine tout comme les oueds Bekrit et Tallount. Les objectifs de gestion des ZNP à des fins biologiques rejoignent grandement les principes de la protection de l'intégrité écologique au sens strict puisqu'ils sont liés à la préservation des biotopes, des écosystèmes et des espèces dans les conditions les plus naturelles ou les moins modifiées pour le maintien des processus naturels dans un état dynamique, non perturbé et non altéré (BRL-Ingénierie, 2007).

La réalisation d'actions pour favoriser un niveau de protection élevé permettra de disposer de témoins écologiquement représentatifs de l'environnement naturel au sein de la région d'Ifrane; ils seront le modèle de base de l'évolution adaptative de l'écosystème forestier. Cette protection intégrale offre des potentialités très intéressantes pour le suivi de l'intégrité écologique, puisque les écosystèmes ainsi protégés fourniront un référentiel pour l'analyse de l'état des autres écosystèmes forestiers qui seront toujours exposés aux différentes pressions anthropiques. L'élaboration du programme de suivi pourra donc intégrer la comparaison à ces zones de référence qui devraient constituer les milieux naturels les plus intègres.

Le nouveau plan d'aménagement et de gestion donne un second souffle aux actions de préservation et de gestion des écosystèmes du PNI. L'effort et l'investissement qui seront dédiés au suivi pourront permettre de juger la pertinence des mesures de gestion prises et des résultats concrets sur l'atteinte des objectifs de ce parc, lesquels sont liés à la préservation des écosystèmes qu'il accueille. Le plan d'aménagement et de gestion couvre une période de 10 ans avec une évaluation à mi-parcours qui permettra aux gestionnaires d'ajuster la stratégie de gestion en regard des conclusions issues du suivi. Ainsi, les données amassées pourront, par exemple, cibler les zones où les interventions devront être intensifiées ou modifiées. Elles constitueront ainsi de précieuses informations qui guideront les actions futures en termes de gestion. De plus, les différents plans locaux à établir pour la sauvegarde des zones à plus grand intérêt biologique pourront bénéficier des résultats du suivi. La meilleure connaissance du milieu et des effets de ses agents perturbateurs permettra la réalisation d'un plan de gestion centré vers les actions les plus pertinentes pour le rétablissement de ces zones.

6.4 Suivi de l'intégrité écologique des cours d'eau du PNI

Le suivi de l'intégrité écologique serait grandement conseillé pour les milieux aquatiques présents sur le territoire du PNI. En effet, le plan d'aménagement et de gestion prévoit de multiples actions de gestion de ces milieux afin d'améliorer l'état des oueds, lacs et dayas ainsi que l'état de la flore et de la faune qu'ils supportent. Les milieux aquatiques présents

montrent une forte concentration en espèces aquatiques endémiques, rares ou menacées. Le Moyen Atlas a une relative abondance en ressources en eau par rapport au reste du Maroc. Étant donné leur situation en altitude, plusieurs cours d'eau compris dans le PNI sont des cours d'eau de tête qui sont importants pour le reste du réseau hydrologique en aval étant donné leurs caractéristiques écologiques qui divergent grandement des cours d'eau de plus grande importance dans leur réseau hydrographique (Fritz *et al.*, 2006).

De plus, la qualité des milieux aquatiques et également leur localisation dans un contexte biophysique qui limite les facteurs de dégradation prévalant dans les cours d'eau les plus au Sud, fait en sorte qu'ils jouent le rôle de zone refuge pour plusieurs espèces inféodées à l'eau qui sont de type sténothermes. En outre, ces milieux, par leurs différentes interactions avec les écosystèmes terrestres sont également d'une importance primordiale pour leur maintien, le dépérissement de la cédraie étant notamment relié à la réduction de la disponibilité de l'eau. La nécessité du suivi de l'intégrité écologique est donc principalement basée sur l'importance écologique des milieux aquatiques du Moyen Atlas et leur état actuel qui conditionnent une compréhension des phénomènes de dégradation afin de rétablir la situation. Tous les milieux et habitats aquatiques (plans d'eau, cours d'eau et zones humides diverses) sont menacés fortement par les pollutions et dégradations, et l'appauvrissement sévère de leur biodiversité et de leurs fonctions biologiques. La protection de l'oued Tizguit, à la faune unique, est reconnue et l'oued Bekrit constitue l'un des derniers cours d'eau du territoire à abriter une faune un peu diversifiée (BRL-Ingénierie, 2007).

Les cours d'eau du parc national ont également un caractère grandement stratégique pour l'ensemble du pays, le Moyen Atlas étant considéré comme le château d'eau du Maroc. Le Roi, lors de ses visites dans la région d'Ifrane, insiste de plus en plus sur l'importance de la conservation des milieux aquatiques de la région. La sauvegarde des ressources en eau fait partie des priorités nationales. Récemment, en janvier 2009, le Roi a lancé plusieurs actions concrètes dans le domaine de la conservation des milieux aquatiques, notamment l'inauguration d'une station d'élevage d'écrevisses à pied rouge (*Astacus astacus*), invertébrés

fort profitable à la chaîne trophique aquatique et menacé de disparition, et un programme de réhabilitation de la biodiversité du Val d'Ifrane qui intègre une composante d'aménagement du cours d'eau avec la réalisation de frayères à truites (*Salmo trutta*) et l'ensaulement des habitats de la loutre (*Lutra lutra*) (Communication personnelle, Zouhair Amaouch).

Via une convention d'aménagement hydro-agricole totalisant 42 millions de dirhams, le Roi s'est également enquis du diagnostic des ressources en eau dans la zone d'Ifrane, de la biodiversité et de l'état paysager du Val d'Ifrane. Ayant un coût de 9,3 millions de dirhams, le programme de réhabilitation de la biodiversité du Val d'Ifrane (2009-2012) porte sur la régénération à base d'espèces autochtones dans les zones nues ou à faible densité, la revégétalisation à base d'espèces locales du talus au pied du muret de portion longeant la route, la mise en cloche de zones pour la conservation d'espèces remarquables de la faune et de la flore, la restauration de l'écosystème aquatique de l'oued Tizguit, etc (Centre d'échange d'informations sur la biodiversité du Maroc, 2009).

Dans le même sens, le plan d'aménagement recommande un plan de reconstitution des habitats aquatiques et vise :

- la reconstitution de frayères
- la restauration de la qualité des berges
- la restauration de la qualité des eaux et la lutte contre les pollutions
- la maîtrise des prélèvements (eau et autres ressources) et des déversements

Les différentes actions qui seront posées, pour la diversité des orientations de restauration tant biologiques que physiques et chimiques devraient contribuer considérablement à l'amélioration du statut des milieux aquatiques et au rétablissement de leur intégrité écologique. Ce progrès permettra de restaurer ou de conserver les différents processus écologiques et évolutifs qui génèrent et maintiennent la biodiversité (Pressey *et al.*, 2003). Il serait donc grandement souhaitable de disposer d'un outil de suivi qui permette d'évaluer la progression de la restauration et subséquemment l'efficacité des mesures de gestion. Il est

reconnu que l'efficacité des mesures de restauration des écosystèmes devrait être mesurée en fonction du rétablissement des processus écologiques naturels qui définissent l'intégrité de ces derniers (Angermeier et Karr, 1994).

Il est notamment inscrit dans le plan de gestion du PNI que le suivi actuel n'est pas suffisant sur le plan biologique pour conclure sur l'efficacité des différents aménagements qui seront mis en place et que « l'ensemble des observations réalisées lors des suivis doivent être pris en compte dans la conception de projets futurs pour rendre les aménagements plus efficaces et plus durables sur d'autres milieux aquatiques » (BRL-Ingénierie, 2007). Dans cette perspective, le suivi permettrait de déterminer les milieux aquatiques qui ont subi le moins de perturbations afin de les utiliser à titre de référence pour pouvoir juger des meilleures actions de restauration à engager. Ceci aiderait à établir un référentiel de gestion ou encore un objectif à atteindre en terme de rétablissement des milieux. Une démarche d'évaluation de l'intégrité écologique des milieux aquatiques est donc toute indiquée dans le contexte du PNI.

La multitude d'indicateurs qui seront suivis selon le plan d'aménagement et de gestion permettent une analyse complète et écosystémique des milieux. L'ensemble de ces données pourrait constituer une base plus solide pour la détermination de l'intégrité écologique. Rappelons que ces mesures de suivi vont constituer des avancées considérables dans la connaissance des milieux aquatiques, le PNI montrant des lacunes certaines dans ce domaine. Le Centre national d'hydrobiologie et de pisciculture (CNHP), responsable de la gestion des milieux aquatiques, effectuait certaines prises de mesures dans ces milieux, mais elles ne concernaient que les paramètres chimiques et physiques de l'eau. Aucun paramètre biologique, qui constitue des renseignements essentiels pour évaluer la santé du milieu, n'était considéré. Conséquemment, les membres du CNHP sont appelés à suivre des formations qui comprendront plusieurs modules sur les thèmes suivants : botanique des milieux aquatiques (écologie végétale et gestion, détermination des bryophytes et plantes rares, écologie des taxons), biologie, écologie, taxonomie des invertébrés aquatiques, mise en œuvre des indices de qualité des milieux (méthodes biologiques, indice biologique diatomées, indice biologique

macrophytique en rivière, valeur patrimoniale et utilisation de la végétation aquatique (bryophytes et algues) en matière d'analyse de qualité et d'intervention sur les milieux aquatiques, fonctionnement, gestion et restauration des écosystèmes aquatiques (processus et causes de dégradation, contrôle de qualité, gestion piscicole et des zones humides, revitalisation des berges et traitements des eaux). Ces formations viseront à remettre à niveau les agents du CNHP sur les principes fondamentaux de la gestion et de la réhabilitation des milieux aquatiques et à leur donner la capacité de réaliser le suivi hydrobiologique des cours d'eau et des plans d'eau (BRL-Ingénierie, 2007).

La méthode pour le suivi de l'intégrité écologique reste néanmoins à définir. En effet, il faut parvenir à profiter des données actuelles et des suivis antérieurs, malgré leur relative pauvreté, et intégrer les paramètres les plus représentatifs de l'état général du milieu ou encore de certains aspects plus spécifiques qui pourraient ultérieurement mener à une analyse de l'état général. Les paramètres de suivi devraient pouvoir être représentatifs de l'état des milieux aquatiques et de leur évolution puisque les activités de gestion y sont complètement dédiées. Le contexte est présentement fort opportun pour la mise en place d'une méthode de suivi qui vise à évaluer la qualité générale du milieu et donc, son intégrité écologique.

Chapitre 7

Analyse des méthodes de suivi de l'intégrité écologique

Le précédent chapitre a montré l'utilité pour le PNI de se doter d'un outil qui permette de suivre l'état de ses écosystèmes aquatiques. Il faut maintenant se pencher sur l'applicabilité d'un tel indicateur dans le contexte qui est propre au PNI et préciser en quoi pourrait consister cet indicateur. Comme il a été mentionné précédemment, la réponse d'un indicateur est bien spécifique au milieu pour lequel il doit fournir une réponse quant à la santé ou l'intégrité de l'écosystème. Un indicateur est une caractéristique de l'environnement qui, lorsque mesurée, quantifie l'importance des perturbations, les caractéristiques de l'habitat, le degré d'exposition à un stress ou la réponse écologique à l'exposition et fournit de l'information quant à la condition du système (Woolsey *et al.*, 2007). Dans le cas du PNI, une éventuelle méthode de suivi propre aux écosystèmes lotiques servirait d'outil afin d'évaluer, de manière quantitative, leur condition en termes d'intégrité écologique à la lumière des interventions de restauration qui auront été mises en place et également des autres mesures adoptées dans un but de réduire l'impact des activités anthropiques qui se trouvent à l'intérieur du PNI, voire les compenser.

L'approche basée sur les écosystèmes concernant la gestion environnementale est perçue comme étant fondamentale pour le développement de stratégies de gestion appropriées (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2004). Cette approche constitue une percée majeure dans la manière dont les chercheurs et les gestionnaires perçoivent la gestion et peut conséquemment influencer les méthodes pour évaluer l'efficacité de la gestion par rapport à l'état de l'écosystème. Ainsi, les indicateurs qui ont été précédemment étudiés favorisent une approche holistique qui permet de statuer sur l'état de l'écosystème en reflétant la fonctionnalité même de l'écosystème et donc des processus qui le soutiennent. De plus, il est important de rappeler que les deux indicateurs de l'intégrité écologique qui ont été décrits au chapitre 5 correspondent aux deux caractéristiques jugées comme fondamentales en ce qui

a trait à la qualité d'un indicateur relative à sa capacité à estimer la condition d'un milieu naturel, soit être un indicateur à variables multiples et inclure des bioindicateurs.

L'analyse qui suit se penchera ainsi sur les deux méthodes de suivi de l'intégrité écologique qui ont été développées au chapitre 5. Cette analyse est qualitative et est faite à l'aide de critères qui ont été choisis en regard de considérations écologiques, pratiques et économiques. L'indice d'intégrité biotique et la méthode de suivi élaborée par Parcs Canada seront analysés à tour de rôle pour chaque critère. La finalité de l'analyse ne se veut pas un choix entre les deux méthodes. Elle met en lumière les forces et les faiblesses de chaque indicateur en fonction du contexte spécifique au PNI. Cette démarche orientera par la suite les recommandations qui suivront quant à la sélection d'une méthode de suivi de l'intégrité des écosystèmes lotiques qui puisse être utilisé par les gestionnaires du PNI.

7.1 En lien avec les principales orientations du PNI et de son plan de gestion

Le plan de gestion du PNI a confirmé ses objectifs. Ces derniers pourraient globalement être résumés comme suit (BRL-Ingénierie, 2007) :

- Préserver la biodiversité et les caractéristiques propres au PNI
- Parvenir à une gestion durable des ressources naturelles
- Effectuer un suivi des espèces et des écosystèmes clés, notamment par rapport au succès de la restauration
- Éduquer les populations à l'environnement
- Développer l'écotourisme et la valorisation des atouts du PNI

Il faudrait que la méthode de suivi puisse s'inscrire dans les grandes orientations dans lesquelles le PNI s'est engagé par l'adoption de son plan de gestion. Il est certain que cet indicateur ne peut répondre à l'ensemble de ces orientations. Les deux méthodes de suivi de l'intégrité écologique seront donc analysées quant à leur participation aux objectifs qui s'y

prêtent. L'éducation des populations à l'environnement et le suivi des écosystèmes et des espèces clés sont les deux objectifs qui pourraient être les plus compatibles avec la méthode de suivi de l'intégrité écologique éventuellement développée pour le PNI.

La sensibilisation est primordiale afin que la préservation soit efficace dans un parc national. En effet, il y a une forte corrélation entre le succès de la conservation d'une aire protégée et les efforts de sensibilisation et d'éducation qui y sont déployés. Elle constitue l'élément clé de toute démarche de conservation et peut être considérée comme l'élément le plus important (World Wildlife Found, 2004). Cette sensibilisation est d'autant plus importante chez les populations qui l'habitent puisqu'elles sont les principales responsables de la dégradation des écosystèmes qui s'y trouvent.

Il est possible d'affirmer qu'évaluer le succès de la restauration s'apparente à évaluer l'évolution de l'intégrité, cela incluant l'identification des processus qui sous-tendent l'écosystème et la sélection de variables appropriées du milieu pour le faire. L'efficacité des deux méthodes de suivi sera cependant discutée dans la prochaine sous-section.

7.1.1 Indice d'intégrité biotique (IIB)

Le développement d'un IIB découle d'une démarche scientifique dont les principes et les finalités ne sont pas nécessairement facilement compréhensibles pour un public non averti. Cet élément s'avère important dans un contexte de parc national afin d'intégrer et de sensibiliser les populations locales à la protection des cours d'eau, car ces dernières sont grandement responsables de la dégradation de ceux-ci. Le PNI, qui est habité par une population rurale dont la proportion d'analphabètes est généralement élevée, nécessite un indicateur qui soit aisément compréhensible ou encore des outils de vulgarisation appropriés. De plus, selon la communauté d'organismes utilisée, les populations peuvent se sentir plus ou moins interpellées par l'indicateur et conséquemment, la sensibilisation peut s'avérer plus ou moins efficace. Par exemple, l'utilisation des macro-invertébrés comme variable peut diminuer la considération de

l'indicateur puisque l'importance de ces organismes est difficilement palpable pour les populations comparativement à la communauté de poissons dont l'importance économique et récréative est reconnue. Un effort de vulgarisation est donc essentiel avec les macro-invertébrés (Communication personnelle, *Lyne Pelletier*).

En ce qui a trait au suivi des écosystèmes et des espèces clés, l'IIB s'avère efficace afin d'estimer l'intégrité d'un milieu et est utilisé par de multiples instances pour évaluer le succès des mesures de gestion des écosystèmes aquatiques à travers le monde. L'IIB possède l'avantage de pouvoir être adapté à plusieurs communautés. Ainsi, des espèces telles que la truite fario (*Salmo trutta fario*) ou l'écrevisse à pattes rouges (*Astacus astacus*) pourraient être intégrées dans une méthode de suivi de l'intégrité écologique des cours d'eau du PNI qui se baserait sur leur communauté respective. Néanmoins, l'intégration de plusieurs communautés dans un seul indicateur est peu fréquente ce qui limite ainsi l'utilisation de données spécifiques à plusieurs espèces de communautés différentes. L'IIB peut donc s'avérer assez restrictive quant à l'intégration d'une seule espèce puisque son fonctionnement se base sur le suivi d'une communauté entière. Ainsi, l'espèce clé intégrée dans l'indicateur devrait être associée à la communauté étudiée dans la majorité des cas.

7.1.2 Méthode de suivi élaborée par Parcs Canada

La principale motivation pour l'élaboration de programmes de surveillance de l'intégrité écologique des parcs dans tout le réseau est de permettre à l'Agence de s'acquitter de ses obligations en matière de rapports sur l'intégrité écologique des parcs auprès des Canadiens tant à l'échelle des parcs qu'à l'échelle nationale. Elle vise en ce sens la communication de l'état des écosystèmes compris dans les parcs nationaux. La méthode de suivi en tant que telle et l'ensemble des outils de communication qui y sont relatifs mettent en lumière cette motivation. La communication est également élaborée pour couvrir l'ensemble de l'auditoire probable, soit des scientifiques ou un public moins averti. En effet, la communication continue et précise de l'intégrité écologique des parcs aux divers groupes de la population représente un

élément important dans l'élaboration de tous les programmes de surveillance de l'intégrité écologique des parcs nationaux du Canada (Parcs Canada, 2005). Le plan de gestion du PNI a été finalisé et il couvre une période s'étendant jusqu'en 2012. Il faudra par la suite le mettre à jour en fonction des différentes préoccupations vécues, mais également suite aux résultats du suivi qui aura été réalisé. Ainsi, en prônant une communication efficace, il sera plus facile de faire contribuer les populations locales à l'élaboration des objectifs et des actions développés pour la nouvelle version du plan de gestion. Parcs Canada (2005) considère que « les programmes de ce genre sollicitent l'engagement des visiteurs de parc d'une façon très valorisante, améliorent le niveau et la qualité de l'expérience des visiteurs, et aident à façonner une population de visiteurs informés qui comprennent mieux et soutiennent davantage les enjeux liés à la gestion des parcs ».

La méthode de Parcs Canada possède l'avantage d'intégrer des variables qui sont en bonne partie associées à des cibles de gestion. Il serait donc pensable d'intégrer les cibles de gestion que le PNI a fixées dans une méthode de suivi qui serait basée sur cette approche. Les différentes variables qui peuvent y être intégrées confère certes un avantage notable à cette méthode dans son application pour un parc national. Une approche intégratrice de plusieurs composantes du milieu basée sur des cibles de gestion permet de quantifier avec efficacité la condition du milieu et, dans certains cas, d'identifier des causes de dégradation de l'habitat. Cela peut conséquemment donner des pistes quant aux mesures à mettre en place pour sa restauration (Norris *et al.*, 2007).

Dans cet ordre d'idée, la méthode de suivi que Parcs Canada a utilisée dans chaque parc national qu'elle supervise, intègre le suivi d'une espèce sentinelle comme variable de détermination de l'intégrité du milieu, tout comme l'IIB. Cette variable est souvent basée sur des mesures concernant une espèce en péril, l'évolution de son effectif ou encore sa présence révélant un milieu en santé. La protection des espèces en péril va de pair avec le maintien ou le rétablissement d'un habitat spécifique qui peut profiter à tout un ensemble d'espèces. Bien que l'espèce ne soit pas menacée, les différents aménagements prévus pour l'amélioration de

l'habitat de la truite fario, *Salmo trutta fario*, sur les oueds Amengouss ou Guigou (seuil piscicole en bloc rocheux, seuils piscicoles en bois, etc.), devraient bénéficier à l'ensemble de la communauté piscicole et des autres espèces qui y sont liées trophiquement. Le suivi de ces mesures est directement orienté vers la réalisation d'ouvrages additionnels pour l'amélioration de la faune piscicole sur d'autres oueds. Le suivi des populations de truite fario (*Salmo trutta fario*), vers lesquelles les objectifs de gestion sont en partie orientés, mais également la situation des autres populations ayant bénéficié de ces mesures, permettrait par exemple de juger de l'efficacité de ces aménagements.

Le suivi d'une espèce sentinelle comme la loutre (*Lutra lutra*) peut également s'avérer intéressant, car des actions de restauration de son habitat seront réalisées. La méthode de Parcs Canada s'avère donc intéressante puisque bien que n'appartenant pas à des communautés sur lesquelles se base généralement le suivi, la loutre constitue une espèce dont le suivi peut s'avérer révélateur sur la qualité de l'habitat aquatique, mais également sur l'habitat terrestre proximal aux oueds, notamment la ripisylve. Dans sa forme actuelle, la méthode de Parcs Canada ne permet pas de focaliser sur le succès de la restauration des milieux lotiques puisqu'elle intègre l'ensemble des écosystèmes d'un parc. Il y a une certaine dilution de l'information quant à l'estimation globale de l'intégrité écologique.

7.2 Efficacité de la méthode quant à l'évaluation de l'intégrité écologique

L'intégrité écologique d'un milieu évolue inversement avec l'augmentation des pressions dans le milieu. Une méthode qui serait efficace pour évaluer l'intégrité écologique devrait pouvoir donner un signal quant au niveau de pressions qui pèsent sur le milieu par une réponse écologique prévisible (Niemi et McDonald, 2004). Conséquemment, un indicateur efficace doit montrer une sensibilité à une variété d'agents stressants et doit permettre de faire la distinction entre une modification du milieu induite par des perturbations anthropiques d'une variation naturelle du milieu (Angemeier et Karr, 1994). Les différentes variables du milieu qui constituent l'intégrité écologique évoluent géographiquement, les caractéristiques propres

aux écosystèmes lotiques variant grandement entre les régions sous l'effet des différences évolutives et biogéographiques (Karr, 1996). Le rôle de l'humain dans son environnement et les subtiles interactions entre ses différentes activités et les paramètres de l'écosystème jouent aujourd'hui un rôle également déterminant dans la transformation des milieux. L'efficacité d'une méthode d'estimation de l'intégrité écologique est donc fondamentalement influencée par la prise en compte des particularités du milieu auquel l'indicateur est dédié. Angermeier *et al.* (2000) considèrent qu'un indice multimétrique ou à variable multiples est optimal lorsqu'il s'accompagne d'une approche régionalisée qui reflète les attributs spécifiques des variables à l'étude. L'efficacité d'une méthode d'évaluation dépend principalement de sa sensibilité à distinguer la variation environnementale naturelle de la variation induite par les perturbations anthropiques.

De plus, puisque l'intégrité écologique est un principe complexe intégrant de multiples composantes, une méthode de suivi qui lui est dédiée devrait pouvoir être représentatif de l'ensemble de ces composantes. Un indicateur efficace devrait être capable d'évaluer le fonctionnement des processus écologiques qui sous-tendent le milieu d'intérêt.

7.2.1 Indice d'intégrité biotique (IIB)

L'IIB a fait ses preuves depuis sa création et a été adapté à de multiples taxons depuis. Sa persistance dans le milieu de la bioindication et son utilisation à travers le monde peuvent constituer un signe de son efficacité, étant donné que la bioindication avec une communauté entière est reconnue comme une méthode fiable d'évaluation de l'intégrité écologique. Il est un outil qui est largement utilisé pour évaluer la condition d'un cours d'eau dans le but de supporter la planification et les décisions en relation avec la gestion des milieux aquatiques (Southerland *et al.*, 2005). Il existe une panoplie de variables qui peuvent être intégrées dans l'IIB, lesquelles sont liées à plusieurs paramètres de l'écologie de la communauté à l'étude. Néanmoins, un nombre restreint de variables constitueront l'indice. Le choix des variables réside principalement dans la sensibilité de ces dernières aux perturbations du milieu. Ainsi,

plus une variable répond en fonction des perturbations, plus son utilisation dans l'IIB sera souhaitable. Toute l'efficacité de l'IIB réside dans son habileté à évaluer la déviation de la condition de la communauté à l'étude par rapport à celle présente dans un milieu de référence pristine. Cette habileté, selon Southerland *et al.* (2005), réside dans les deux points suivants :

- 1- le choix de variables qui varient de façon prévisible et précise avec les perturbations;
- 2- la combinaison de ces variables dans un index qui change selon les perturbations tout au long d'un gradient naturel.

La démarche statistique qui accompagne le développement de l'IIB, permettant de mettre en relation les variables biotiques et le gradient de perturbations, mais également sa discrimination des différentes composantes physico-chimiques du milieu dans l'établissement de cette relation, donne certainement une robustesse à cette méthode de suivi (Southerland *et al.*, 2007).

Bien que l'IIB puisse être applicable à plusieurs échelles (locale, régionale, nationale), la calibration régionale de ces variables fournit une réponse évidente quant à l'état des écosystèmes lotiques qui s'y trouvent puisqu'elle permet de constituer un indicateur dont la réalisation a intégré des paramètres qui lui sont hautement spécifiques par rapport à une calibration à grande échelle comprenant un milieu beaucoup plus hétérogène (Southerland *et al.*, 2007). Pour réduire ou encore éliminer l'effet confondant de la variabilité environnementale naturelle, plusieurs versions de l'IIB ont été validées selon une échelle géographique ou environnementale réduite de l'écorégion ou du bassin versant, de la taille de la rivière, du régime thermique ou du niveau de diversité piscicole (Pont *et al.*, 2006).

Puisque l'IIB est adaptable à différents taxons dans un but de traduire le mieux possible le milieu pour lequel il a été calibré, il s'avère certes un indicateur efficace. La possibilité de développer un IIB avec plusieurs taxons fait en sorte que l'indicateur peut être développé avec le groupe taxonomique du milieu qui répond le mieux au gradient des perturbations qui y

règnent.

Par ailleurs, puisqu'il est important d'obtenir un échantillon statistiquement valable pour s'assurer de la robustesse de l'indicateur, la problématique de l'atteinte d'un nombre suffisant d'individus se pose, entre autres, avec la prise de poissons. En effet, comme le montre la figure suivante, l'estimation de l'erreur standard diminue à mesure que la taille de l'échantillon augmente et est relativement élevée pour des petits échantillons.

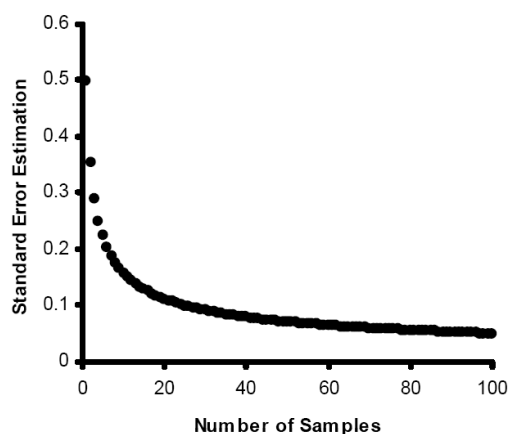


Figure 7.1 Estimation de l'erreur standard en fonction de la taille de l'échantillon

Source : Fritz, K.M. *et al.* (2006), p. 11

Cette exigence peut s'avérer difficile à atteindre dans les cours d'eau où le nombre d'individus est faible et où le nombre d'espèces est restreint. La faible richesse spécifique et le peu d'individus récoltés sur le terrain par site sont rencontrées dans les écosystèmes aquatiques méditerranéens : ceci constitue une problématique notable au développement d'indice biotique (Ferreira *et al.*, 2007). Cette problématique est valable pour les cours d'eau du PNI d'autant plus que certains de ses oueds sont d'ordres de Strahler peu élevés, ces derniers étant reconnus comme montrant une biomasse moins importante que des ordres plus élevés (Kadye *et al.*, 2008). Cependant, il est aisément envisageable de réaliser un IIB avec la communauté des macro-invertébrés pour ces cours d'eau, les invertébrés étant plus efficaces dans ces

conditions (Southerland *et al.*, 2005).

De plus, le régime hydrologique qui caractérise les cours d'eau intermittents peut parfois réduire l'applicabilité de l'IIB puisqu'il devient plus difficile dans ces milieux d'évaluer la variation naturelle par rapport aux variations induites par des perturbations anthropiques. Les espèces présentes sont des espèces très tolérantes naturellement et ainsi plus résistantes aux perturbations de leur milieu, la réponse biotique de la communauté étant alors beaucoup plus subtile. Par exemple, une des pressions rencontrées dans le PNI est le détournement de l'eau des milieux aquatiques pour l'abreuvement du bétail et pour l'irrigation. Ces milieux sont cependant bien adaptés aux sécheresses, son biote étant résistant à un haut régime de perturbations naturelles. La présence et la structure de la communauté présente dépend dans ces conditions beaucoup plus du taux de colonisation des habitats que des changements qui s'opèrent dans l'habitat (Kleynhans, 1999).

Le score de L'IIB peut également être grandement affecté par l'effort d'échantillonnage. Subséquemment, la rigueur dans l'échantillonnage et dans l'identification subséquente des organismes peuvent considérablement influencer la qualité des données à analyser et donc la relation entre les perturbations et la communauté biologique étudiée. Il faut donc s'assurer de la présence de personnels ou de scientifiques qui maîtrisent bien ces deux aspects afin d'obtenir un résultat qui soit le plus représentatif de la santé du milieu (University of Washington, 2002). De plus, la détermination des unités taxonomiques distinctes chez les cyprinidés n'est pas claire, ce qui complique ainsi l'analyse de la communauté, car ce groupe est bien représenté dans les écosystèmes méditerranéens (Ferreira *et al.*, 2007) et conséquemment dans les milieux aquatiques des zones continentales du Maroc (Azeroual, 2003).

De plus, la capture de l'ensemble de la communauté de poissons peut demander un échantillonnage varié à l'aide de plusieurs outils afin de s'assurer que les échantillons prélevés soient représentatif des espèces présentes dans le milieu. Cet aspect peut s'avérer

problématique dans le PNI puisque la capture par filet, qui peut être utile dans les cours d'eau de faible envergure, est interdite à l'échelle du parc (Communication personnelle, *Zouhair Amaouch*). Les poissons doivent être seulement capturés à la pêche électrique ou encore à la ligne. Ceci peut donc représenter un biais possible pour l'étude de la communauté piscicole.

7.2.2 Méthode de suivi élaborée par Parcs Canada

Malgré le fait que la méthode de suivi de Parcs Canada s'efforce, dans la prise de données, à éliminer toute erreur systématique liée à l'observateur, à appliquer des niveaux de répétition des mesures qui visent les niveaux d'exactitude et de précision escomptés et à utiliser des formules d'échantillonnage aléatoire modifiées (Parcs Canada, 2005), un problème persiste toujours dans l'analyse de ces données lorsque le but est de déterminer le niveau d'intégrité écologique. La méthode de suivi de l'intégrité écologique de Parcs Canada mesure les changements survenant au fil du temps dans les variables écologiques dignes d'intérêt par rapport à des normes ou des niveaux de référence pour cette variable écologique » (Parcs Canada, 2005).

Afin de parvenir à un outil efficace, les gestionnaires doivent déterminer la meilleure série de mesures de l'intégrité écologique de l'écosystème et fournir un cadre pour l'interprétation des changements dans ces mesures. Des seuils de mesure sont définis le long d'un gradient de stress correspondant à un niveau d'intégrité écologique élevée, moyenne ou faible (Parcs Canada, 2005). Contrairement à l'IIB, il n'y a pas une calibration systématique de l'ensemble des variables intégrées à l'outil de suivi. Bien que l'élaboration de programmes de surveillance de l'intégrité écologique d'un parc national est un processus qui s'appuie largement sur les connaissances et prend en compte plusieurs sources de données diverses, il demeure que seulement une partie des variables répond réellement au gradient de pressions. Bien que certains seuils découlent d'un monitoring de longue date sur les écosystèmes des parcs nationaux, certains seuils qui permettent de statuer sur l'atteinte de l'intégrité écologique sont quelques peu hasardeux et découlent d'une démarche peu appuyée sur des données concrètes

et sur des gradients de perturbations. Fritz *et al.* (2006) considèrent cependant qu'un indicateur peut être efficace malgré que la variabilité attendue des variables provienne de la littérature ou encore d'études pilotes.

Pour contrer ses limites en terme d'estimation d'intégrité écologique, Parcs Canada s'adonne à l'analyse de puissance afin d'exprimer le degré de certitude quant à l'éventualité que des changements survenant avec le temps dans les mesures de l'intégrité écologique soient statistiquement significatifs. Cette analyse, qui se base sur le principe de précaution, permet d'éviter qu'une tendance importante passe inaperçue si elle se dessine, même si pour cela il faut supposer que les tendances soient significatives quand elles ne le sont pas. La prise en compte de la puissance d'une méthode revêt une importance particulière dans la surveillance de l'intégrité écologique, afin d'assurer que les changements environnementaux majeurs seront repérés à temps, toutefois sans réellement augmenter la robustesse de l'indicateur à l'estimation de l'intégrité écologique.

Néanmoins, par rapport à l'IIB, cette approche comprend l'avantage de pouvoir intégrer plusieurs composantes qui régissent et déterminent l'intégrité écologique d'un écosystème. Le biote aquatique représente un bon indicateur de la qualité du milieu aquatique, mais les caractéristiques de l'habitat sont aussi importantes à considérer. En plus de constituer des indicateurs de choix, elles permettent également de fournir des réponses quant à la raison des modifications encourues par le biote. Les rivières sont influencées par plusieurs caractéristiques du milieu et l'ensemble de ces dernières interagissent pour déterminer les conditions écologiques. Le biote et les caractéristiques de l'environnement dans lequel ils s'insèrent devraient être utilisés pour représenter les conditions écologiques et leur intégrité (Norris *et al.*, 2007). Dans cette optique, la méthode de Parcs Canada comprend l'avantage de se baser sur un modèle conceptuel de l'écosystème dans son élaboration et est donc plus en mesure d'intégrer l'ensemble des composantes clés de l'écosystème qui peuvent être déterminantes dans l'estimation de l'intégrité écologique. Plusieurs scientifiques s'orientent

aujourd'hui dans le suivi de la condition de l'écosystème qui compare plusieurs propriétés de l'écosystème selon le gradient de perturbations (Ortega *et al.*, 2004).

Cette méthode se veut le reflet de l'intégrité écologique de l'ensemble des écosystèmes présents à l'échelle d'un parc national. Quelques critiques peuvent ainsi émaner dans les difficultés de la méthode à estimer l'intégrité écologique d'un milieu précis dans cette approche globale. En ce sens, il a été constaté que cette méthode comportait des difficultés à estimer l'efficacité d'un projet de restauration puisqu'il a été conçu pour suivre l'évolution d'un écosystème à grande échelle et à long terme et n'est pas spécifique (Communication personnelle, *Claude Samson*), l'écosystème référant à l'ensemble des composantes et des processus présents dans les limites du parc, et non à un système écologique précis, tel que celui des milieux lotiques. De plus, dans un but de limiter les coûts de suivi, certaines mesures de l'intégrité écologique sont communes à plusieurs parcs présents dans une même biorégion (Parcs Canada, 2005). Selon l'homogénéité de cette biorégion, cette approche peut avoir comme conséquences que la méthode soit moins efficace quant à la discrimination de l'état du milieu pour lequel les variables sont moins représentatives.

7.3 Efficacité de la méthode de suivi par rapport à l'investissement

L'efficacité de la méthode de suivi par rapport à l'investissement est un critère central dans la sélection de cet outil. Les coûts de la mise en œuvre du suivi des écosystèmes sont considérés comme une réelle contrainte qui influence l'échelle et le contenu de ce dernier. Le coût de la méthode est donc un facteur critique qui joue sur plusieurs aspects de la méthode. La collecte de données et l'analyse de ces données sont souvent deux étapes qui absorbent la majorité des fonds alloués au suivi. L'élaboration d'une méthode de suivi est donc l'art de concilier le contenu, la prise de données, l'analyse et le coût dans un but de parvenir à l'atteinte des objectifs de suivi (Fritz *et al.*, 2006). Cette considération est d'autant plus importante dans un contexte où les fonds alloués à la surveillance et au suivi sont limités. L'outil doit ainsi fournir

une réponse adéquate quant à l'estimation de l'intégrité écologique, tout en ne nécessitant pas un investissement qui soit trop onéreux.

7.3.1 Indice d'intégrité biotique (IIB)

Les invertébrés sont des organismes qui réduisent les frais de la mise en place de l'IIB par la réduction des coûts liés à la prise de données terrain. En effet, ils sont reconnus pour la facilité de leur récolte pouvant être faite avec du matériel relativement rudimentaire (Moisan et Pelletier, 2008). Néanmoins, l'identification des taxons de macro-invertébrés peut engendrer des coûts relativement importants puisqu'elle peut demander beaucoup de temps et également une formation spécialisée pour les identificateurs (Communication personnelle, *Yvon Richard*). Cependant, les membres du CNHP suivront prochainement une formation sur l'identification des macro-invertébrés qui les prépareraient certes à pouvoir contribuer à la mise en œuvre d'un indicateur basé sur cette communauté, et ce, sans surcoût élevé.

L'indice peut toutefois s'avérer onéreux lorsqu'il est réalisé à partir de la communauté piscicole dans des cours d'eau à l'ordre de Strahler plus élevé puisque la capture sur le terrain nécessite un équipement plus complexe et donc de plus importants investissements. Les techniques de capture pouvant être utilisées dans le PNI sont restreintes à la pêche à la ligne et à la pêche électrique. Cette dernière technique peut constituer un surcoût important puisqu'elle nécessite l'achat de matériel plus onéreux. Quoiqu'il en soit, l'IIB est souvent considéré comme un outil permettant une évaluation rapide de la condition du milieu et rentable par rapport à l'information qu'il véhicule (Wike *et al.*, 2002).

7.3.2 Méthode de suivi élaborée par Parcs Canada

La méthode de Parcs Canada possède l'avantage d'être partagée par plusieurs parcs à l'échelle nationale et elle peut être spécifique à une échelle biorégionale et peut donc être commune à plusieurs parcs nationaux dont les composantes écosystémiques sont similaires. La

collaboration entre le Bureau national, les centres de services et les unités de gestion permet des économies d'échelle résultant d'une certaine coopération à l'interne (Parcs Canada, 2005).

La prise de données nécessaire à cette méthode peut s'avérer relativement coûteuse par rapport à celle de l'IIB. En effet, l'IIB n'étudie qu'une seule communauté et ne demande qu'une seule campagne d'échantillonnage avec une méthodologie reproductible qui permet de réutiliser le même matériel pour chaque lieu de prise de données. La méthode de Parcs Canada, qui intègre plusieurs variables distinctes, nécessite un protocole de collecte de données propre à chaque variable étudiée ce qui certes a un effet sur le coût de la collecte. D'un autre côté, l'intégration de variables reliées à des aspects qui bénéficient déjà d'un suivi permet une certaine économie puisque ces données sont prises à la suite d'autres objectifs de suivi, par exemple, le suivi d'une espèce menacée qui constitue une espèce indicatrice.

Le suivi des composantes du milieu aquatique étant à peine amorcé dans le parc national, l'intégration de différentes variables pourrait ici entraîner un coût appréciable. De plus, la méthode de suivi qui sera développée pour le PNI ne bénéficie pas d'une application à grande échelle par une instance gouvernementale. Ainsi, les avantages potentiels de cette méthode quant à la réduction des coûts ne s'appliquent pas dans ce contexte. Il est ainsi possible de conclure que la méthode de suivi élaborée par Parcs Canada serait dispendieuse à appliquer pour le PNI et l'investissement serait important par rapport à l'efficacité de la méthode quant à sa capacité à déterminer l'état des milieux lotiques.

7.4 Méthode de suivi permettant d'utiliser les données écologiques cumulées sur les oueds du PNI

Afin d'être statistiquement robuste, un indicateur doit se baser sur une série de données accumulées dans le temps, laquelle permet de suivre les tendances, mais également fournit un modèle de comparaison qui s'appuie sur une base solide. Les données cumulées durant une longue période permettent en effet de pouvoir évaluer les nombreux changements naturels et

ceux induits par les activités anthropiques qui surviennent dans des écosystèmes grandement dynamiques comme les cours d'eau (Wissmar, 1993). En ayant une meilleure connaissance des espèces présentes et de leur écologie, le lien entre leur environnement et les modifications qui s'y opèrent peuvent ainsi être mieux compris. Cela favorise une meilleure interprétation des données cumulées sur le terrain.

Le développement des indicateurs peut ainsi grandement en profiter puisqu'il devient plus aisé de discerner une modification naturelle par rapport à une modification induite, permettant d'extrapoler sur la condition de référence d'un milieu intègre. En intégrant des variables qui permettent d'utiliser les données récoltées dans le passé à l'intérieur du parc, il sera également possible de déterminer les tendances à long terme quant à l'état de l'intégrité écologique du PNI. Le suivi à long terme est un acquis très important pour la conservation dans les parcs nationaux. Il permet d'augmenter les certitudes dans l'établissement du statut des espèces d'intérêt par le suivi de leur répartition et de leur abondance, tout en aidant à identifier les priorités de conservation et les effets des mesures de gestion mises en place (Vaughan *et al.*, 2007). Dans les pays en voie de développement, l'absence de données peut constituer un réel problème dans l'interprétation des tendances concernant la préservation des différentes espèces présentes sur leur territoire. Les données cumulées par le PNI constituent en ce sens une source d'information dont l'utilisation dans une méthode de suivi serait souhaitable. L'analyse sous cet indicateur peut ici s'avérer quelque peu déficitaire puisque l'étude de l'ensemble des données cumulées sur les oueds n'a pas pu être réalisée dans le cadre du présent essai. Néanmoins, elle donne une idée générale de l'utilisation de certaines données.

7.4 .1 Indice d'intégrité biotique (IIB)

Pour concrétiser un IIB, il est obligatoire d'avoir plusieurs informations concernant l'écologie de la communauté de poissons ou d'invertébrés sur lequel il se base. En effet, un IIB nécessite de classifier ces organismes en termes d'origine, de groupe trophique et d'alimentation, d'habitat aquatique et de tolérance aux perturbations (Simon, 1999). Cela représente une tâche

très ardue dans un milieu où ces informations sont lacunaires. En effet, dans les régions méditerranéennes, les connaissances sur les préférences écologiques des espèces aquatiques sont insuffisantes, la tolérance des espèces à la variabilité abiotique et la faible richesse spécifique par site compliquent l'interprétation des données prises sur le terrain (Ferreira *et al.*, 2007).

L'adaptabilité de la méthode à plusieurs taxons peut ainsi être profitable dans les milieux où les données sur une communauté entière sont faibles. McLarney (2001) suggère en ce sens que les communautés de poissons et de macro-invertébrés devraient être employées ensemble, plus spécialement lorsque les données de suivi dans le temps sont rares ou inexistantes. Certaines études sur l'écologie des cours d'eau du PNI ont été réalisées et ont mené à une meilleure connaissance des poissons et des macro-invertébrés qui y habitent (Touabay *et al.*, 2002; Azeroual, 2003). Elles constitueraient ainsi une source d'information importante pour le développement de l'IIB.

Il faudrait également vérifier si les gestionnaires du PNI, les membres du CNHP ou de l'agence du bassin hydraulique du Sebou ou de l'Oum Rbia, les deux bassins versant dans lesquels est compris les écosystèmes aquatiques du PNI, possèdent des données sur la qualité de l'eau et sur l'utilisation du milieu aux abords de ces milieux. Des données sur le milieu à long terme permettraient de bien choisir les sites de référence et de mieux connaître les sites où se concentrent les perturbations. Néanmoins, la prise de plusieurs données concernant le milieu sera nécessaire pour le développement de cette méthode dans le PNI afin de calibrer l'indicateur selon le gradient de perturbations et la qualité du milieu.

7.4.2 Méthode de suivi élaborée par Parcs Canada

La méthode élaborée par Parcs Canada s'appuie, pour plusieurs des variables qu'elle intègre, sur les connaissances cumulées afin d'établir les seuils d'estimation de l'intégrité écologique. Elle nécessite donc une bonne connaissance des composantes sur lesquelles elle se base

puisque l'établissement de ces seuils est réalisé par l'analyse de la variabilité naturelle de ces composantes. Le recours à des variables sur lesquelles les connaissances sont plus élargies comprend l'avantage de pouvoir mieux interpréter l'état du milieu en réponse aux conditions qui y règnent.

Cette méthode étant orientée vers les objectifs de gestion, plusieurs des variables qui y sont intégrées sont liées aux enjeux de conservation spécifiques au parc national concerné. Elle permet ainsi l'intégration des variables qui ont été suivies avant ou après la création du parc national en regard de ces enjeux. L'intégration de variables diverses permet l'intégration de paramètres qui ont suscité l'intérêt des gestionnaires du PNI ou des scientifiques dans le passé et donc pour lesquels certaines données écologiques ont été cumulées. Cette méthode de suivi favorise donc mieux l'intégration de données variées sur des paramètres du milieu et permet une meilleure valorisation des acquis en termes de connaissances sur les milieux et les espèces présents dans le PNI.

7.5 Résultats de l'analyse

Les forces et les faiblesses de chaque méthode de suivi sont résumées dans le tableau 7 qui suit.

Tableau 7.1 Forces et faiblesses de l'IIB et de la méthode de suivi de Parcs Canada

Critères	Méthode de suivi	Forces	Faiblesses
Lien avec les principales orientations du PNI et de son plan de gestion	IIB	- Très efficace afin d'évaluer l'amélioration de l'état du milieu.	- Principes et finalités peuvent s'avérer difficilement compréhensibles. - Ne permet pas l'intégration individuelle d'espèces provenant de différentes communautés.

Tableau 7.1 Forces et faiblesses de l'IIB et de la méthode de suivi de Parcs Canada (suite)

Critères	Méthode de suivi	Forces	Faiblesses
Lien avec les principales orientations du PNI et de son plan de gestion	Méthode Parcs Canada	<ul style="list-style-type: none"> - Modèle de l'écosystème sur lequel se base l'indicateur peut facilement être vulgarisé à la population. - Intègre des variables qui sont liées aux cibles de gestion. - Intègre le suivi d'une espèce sentinelle. 	<ul style="list-style-type: none"> - N'est pas adaptée pour estimer l'état d'un milieu à échelle restreinte.
Efficace quant à l'évaluation de l'intégrité écologique	IIB	<ul style="list-style-type: none"> - Mondialement reconnu comme une méthode fiable d'évaluation de l'intégrité écologique. - Appuyé d'une solide démarche statistique permettant le calibrage de l'indicateur à la région d'intérêt. 	<ul style="list-style-type: none"> - Nécessite un échantillon statistiquement valable, dans un cas de richesse spécifique faible et peu d'individus. - Moins efficace dans un milieu où les espèces sont naturellement résistantes aux perturbations. - Grandement affecté par l'effort d'échantillonnage.
	Méthode Parcs Canada	<ul style="list-style-type: none"> - Certains seuils pour une variable s'appuient sur du monitoring à long terme et traduisent la variabilité naturelle. - Démarche accompagnée d'une analyse de puissance selon le principe de précaution. - Permet l'intégration de données diverses suite à une analyse écosystémique des composantes les plus importantes. 	<ul style="list-style-type: none"> - Pas de calibration systématique des variables - Variables avec un seuil commun à plusieurs parcs nationaux. - Identifie les tendances à grande échelle et à long terme. - Comporte des difficultés à estimer le succès d'un projet de restauration.

Tableau 7.1 Forces et faiblesses de l'IIB et de la méthode de suivi de Parcs Canada (suite)

Critères	Méthode de suivi	Forces	Faiblesses
Efficace par rapport à l'investissement	IIB	<ul style="list-style-type: none"> - Très efficace par rapport à l'investissement. - Rentable par rapport à l'information qu'il véhicule. 	<ul style="list-style-type: none"> - Certaines techniques de capture spécifique à la communauté piscicole sont dispendieuses. - Identification des macro-invertébrés peut être exigeante en termes de temps.
	Méthode Parcs Canada	<ul style="list-style-type: none"> - Permet des économies d'échelle. - Insertion de variables qui subissent déjà un suivi permet de valoriser ces données dans une méthode de suivi de l'intégrité écologique. 	<ul style="list-style-type: none"> - Prises de données diverses augmenteraient les coûts dans le contexte du PNI (aucune application à plusieurs parcs et suivi à peine amorcé). - Méthode peu efficace dans ce contexte par rapport à l'investissement.
Permettant d'utiliser les données écologiques cumulées sur les oueds du PNI	IIB	<ul style="list-style-type: none"> - Adaptabilité de l'indice à plusieurs taxons. - Limitations à quelques études sur les poissons et les macro-invertébrés. 	<ul style="list-style-type: none"> - Connaissances lacunaire sur l'écologie des espèces aquatiques dans les milieux méditerranéens.
	Méthode Parcs Canada	<ul style="list-style-type: none"> - Variables souvent choisies en fonction des données cumulées. - Permet une bonne valorisation des connaissances acquises. 	

L'indice d'intégrité biotique est efficace pour le suivi des milieux lotiques et rentable par rapport à l'investissement et permet de bien estimer l'évolution de l'état du milieu par rapport aux mesures de gestion qui sont déployées. Néanmoins, sa vulgarisation reste un défi et l'intégration d'autres variables avec comme objectif le développement d'un indicateur représentatif des composantes fondamentales de l'écosystème ne fait pas partie de cet outil.

La méthode de Parcs Canada comporte l'avantage d'intégrer des variables de différentes natures qui peuvent contribuer à une estimation plus globale de l'état de l'intégrité écologique. Cette méthode correspond plus à une vision écosystémique du milieu et l'intégration de variables propres au milieu suivi est de plus en plus répandue. Elle est adaptable et peut comprendre des mesures qui ont fait l'objet de suivi dans le passé. Dans sa forme actuelle, cette méthode n'est cependant pas adaptée au suivi de l'intégrité écologique sur des échelles spatiales et temporelles restreintes. Elle ne permettrait donc pas de suivre l'évolution des écosystèmes lotiques en fonction des mesures de gestion.

Chapitre 8

Discussion et recommandations

L'analyse a montré les forces et les faiblesses des deux méthodes de suivi de l'intégrité écologique. Elle a surtout permis de mettre en lumière certaines particularités spécifiques au PNI qu'il faut considérer dans l'élaboration d'un outil de suivi qui soit adapté au contexte de son territoire. Il faut maintenant se servir de cette démarche afin d'orienter les gestionnaires du PNI dans ce qui pourrait être une méthode de suivi efficace tout en s'adaptant à ses spécificités. Pour l'instant, il est possible de formuler des recommandations générales sur la méthode d'évaluation et de suivi de l'intégrité écologique que le PNI pourrait mettre en place à la lumière de l'étude et de l'analyse des indicateurs réalisée au chapitre 7. Les recommandations pourront également guider les gestionnaires et les responsables du suivi dans le choix des variables à intégrer dans cet indicateur à variables multiples.

8.1 Méthode de suivi de l'intégrité écologique souhaitable pour le PNI

Une méthode de suivi idéale devrait permettre (1) d'évaluer les problèmes présents et émergents et fournir un signal précis sur l'état du milieu, (2) de discerner les modifications naturelles du milieu par rapport aux modifications induites par les perturbations, (3) d'établir les tendances dans la condition du milieu et (4) d'être communiquée facilement au public. Cet indicateur a également avantage à comporter des variables qui soient facilement mesurables, sur une base routinière. Le choix final devrait cependant reposer sur l'aptitude de l'indicateur à répondre à la question qui est posée (Niemi et McDonald, 2004). Dans cette optique, la méthode de suivi pour les oueds du PNI devrait pouvoir permettre de répondre à la question suivante : quel est l'état de l'intégrité écologique des écosystèmes lotiques à l'échelle du parc national ?

La méthode de suivi mise sur pied dans le PNI devrait intégrer plusieurs variables dont l'insertion dépendrait de leur signification par rapport à l'intégrité écologique des écosystèmes lotiques présents sur son territoire et également des objectifs de gestion du PNI. Les oueds du PNI ont sensiblement la même importance selon la taille, ce qui augmente considérablement la validité de la méthode de suivi élaborée. Cette régionalisation de la méthode de suivi ne peut qu'être bénéfique pour son efficacité puisqu'il est possible de réduire les biais liés à une variabilité qui serait naturelle. Cela constitue ainsi un avantage pour la mise en œuvre de la méthode.

Afin d'évaluer l'évolution des écosystèmes, les méthodes développées dans les dernières années, tendent à découler d'une approche intégrative qui réussisse à exprimer les différentes composantes écosystémiques propres à un milieu (Ortega *et al.*, 2004). Plusieurs paramètres à différents niveaux interagissent pour définir les conditions écologiques d'une rivière. Comme il a été mentionné précédemment, le biote et les caractéristiques de l'environnement dans lequel il s'insère devraient être utilisés pour représenter les conditions écologiques et leur intégrité (Norris *et al.*, 2007). Des études, notamment celles ayant été réalisées au Maroc (Ortega *et al.*, 2004), ont intégré plusieurs variables de différentes natures afin de définir un cadre d'analyse représentant l'écosystème entier. Cette approche holistique permet une meilleure estimation de la qualité générale du milieu. Elle intègre des informations sur l'état, la condition et les menaces propres à l'écosystème et se base sur des indicateurs fonctionnels et structurels. Elle possède également l'avantage d'être flexible et adaptable selon les cibles de gestion qui seront prises dans le futur par les gestionnaires du parc. Contrairement à la méthode développée par Parcs Canada, l'ensemble des variables seraient analysées en fonction du gradient de pression en vue de déterminer celles qui évoluaient le plus significativement en fonction de ce gradient afin de les intégrer dans l'indicateur. La méthode de suivi devrait permettre d'estimer la condition des écosystèmes lotiques du PNI et d'en estimer la progression en fonction des mesures de gestion effectuées. La calibration des variables ajoute de la justesse à l'estimation faite par l'indicateur sur l'état de l'intégrité écologique. Il est donc suggéré de procéder avec cette même démarche pour la majorité des variables qui y seront

inscrites. La récolte d'informations sur les pressions propres au parc national, plus particulièrement celles qui affectent les écosystèmes lotiques, devient donc une composante importante pour le développement d'un indicateur spécifique à ces derniers.

Il faut se pencher sur l'établissement de liens entre les agents stressants environnementaux et leurs effets perceptibles, mesurables et prévisibles au niveau des paramètres écologiques et utiliser ces connaissances dans le développement d'une stratégie de gestion incorporant les indicateurs écologiques appropriés. L'intégrité d'un écosystème sera fonction de la nature de ce système et des stress spécifiques agissant sur lui (Environnement Canada, 1997). Cette démarche peut donc permettre de cibler les variables qui devraient être intégrées dans la méthode d'évaluation et de suivi propre aux écosystèmes lotiques du PNI. Comme il a été mentionné au chapitre 4, la méthode de suivi se doit d'inclure des bioindicateurs qui constituent une mesure directe du statut écologique puisqu'ils constituent le plus haut niveau d'atteinte des perturbations et de leur propagation à travers les composantes de l'écosystème (Novotny *et al.*, 2005). Les mesures du biote devraient ainsi être centrales dans cette méthode de suivi par leur aptitude à refléter la fonctionnalité de l'écosystème. Elles permettent une évaluation efficace de la condition des écosystèmes aquatiques et leur utilisation est très efficace par rapport à l'investissement (Maxted *et al.*, 2000).

Bien que chacune des variables pourrait constituer un indicateur en soi, la combinaison de ces dernières en un seul indice permet d'avoir une vision d'ensemble de l'écosystème, augmente sa représentativité et réduit les biais de l'étude d'une variable unique. De plus, l'intégration en une seule méthode permet, similairement aux objectifs de suivi de Parcs Canada, de vulgariser l'état global de l'écosystème. Dans le processus de gestion environnementale, la création d'un indice numérique qui reflète la qualité de l'habitat est importante afin que cette information soit compréhensible par l'ensemble des acteurs qui sont impliqués dans la gestion des milieux naturels (Simon, 1999). Une méthode de suivi gagne en effet en efficacité si elle est facilement comprise par le public et l'ensemble des parties prenantes (Orthegea *et al.*, 2004). De plus, les scientifiques et les gestionnaires pourront analyser chacune des variables individuellement afin

de tirer de l'information pertinente. L'examen individuel des données par des spécialistes est implicite dans l'ensemble des étapes de mise en œuvre d'un indicateur à plusieurs variables (Simon, 1999).

8.2 Recommandations quant aux variables à intégrer dans la méthode de suivi

Les variables qui seront intégrées dans la méthode de suivi devraient être celles qui reflètent le mieux l'intégrité écologique des oueds du PNI et leurs caractéristiques spécifiques, tout en étant facilement mesurables et interprétables. Le but de la méthode étant de développer un indicateur permettant d'évaluer l'état de l'intégrité écologique des oueds du PNI, cette étude doit comprendre des variables qui reflètent la fonctionnalité des paramètres clés de leur écosystème. Il faut en effet bien comprendre les interactions des composantes abiotiques et biotiques du milieu, tout en ciblant les variables clés qui définissent le milieu, où encore les caractéristiques qui varient en fonction des modifications du milieu et peuvent ainsi agir en tant que signal de transformation. Il est fondamental dans le développement d'une méthode de suivi de maximiser la connaissance des composantes du milieu et de leurs interrelations afin d'être apte à déduire les causes de l'évolution de ces composantes. En effet, des lacunes dans la compréhension des relations écologiques importantes peuvent mener à l'inefficacité de la méthode (Angemeier et Karr, 1994).

Le modèle conceptuel d'un écosystème de rivière est donné à la figure 8.1. Les grandes catégories de composantes de l'écosystème les plus significatives dans sa conceptualisation y sont schématisées. L'ensemble de ces catégories structurent la communauté biotique qui y est présente. La végétation riveraine possède également un rôle très important par son influence directe sur les composantes biotiques, physiques et chimiques du milieu. Elle constitue une composante essentielle des écosystèmes lotiques.

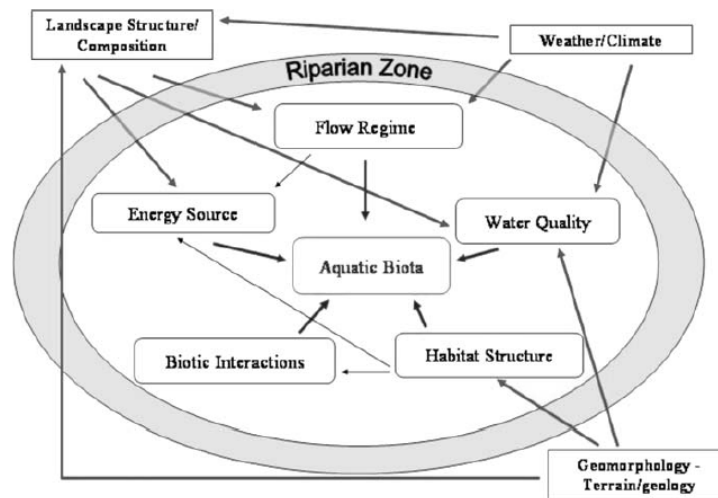


Figure 8.1 Modèle conceptuel d'un écosystème lotique

Source : Brooks, R. *et al.* (2009), p. 108

Les prochaines sections s'intéresseront donc aux différentes variables qui pourraient être intégrées dans la méthode de suivi. Il faut cependant signifier que ces recommandations ne sont que préliminaires et qu'une analyse plus en profondeur des perturbations et de la réponse des espèces présentes en lien avec leur écologie pourrait ultérieurement éclairer le choix des variables. En effet, la qualité d'un indicateur dépend grandement de la qualité des connaissances scientifiques sur lesquelles il se base (Niemi et McDonald, 2004).

8.2.1 Variables concernant la communauté de macro-invertébrés

La méthode de suivi de l'intégrité écologique du PNI pourrait comporter plusieurs variables analogues à celles incluses dans l'IIB. Il pourrait donc en partie étudier une communauté biologique. Il y a plusieurs bioindicateurs possibles pour suivre la santé générale d'un écosystème aquatique. Les plus fréquents sont en ordre d'importance les macro-invertébrés, les poissons et les plantes (Norris et Thoms, 1999). Dans le PNI, l'étude des macro-invertébrés est la plus souhaitable. En effet, l'IIB s'intéresse aux modifications qui s'opèrent dans une

communauté spécifique afin de traduire la santé globale d'un milieu. La pratique d'ensemencement de poissons par le CNHP, plus spécifiquement pour la pêche, a certainement un effet sur la structure de la communauté piscicole et sa biomasse totale étant donné les quantités impressionnantes d'alevins déversés chaque année, par exemple 5 035 610 alevins en 2008 (CNHP, 2009). Ainsi, le lien entre l'écologie de l'espèce et les conditions présentes dans le milieu n'explique pas l'abondance des espècesensemencées, principe sur lequel repose cet indicateur. L'ensemencement vient ainsi brouiller les liens et induit des modifications dans la communauté de poissons, lesquelles sont liées à une modification directe de la structure des populations qui reflète difficilement l'état général de l'écosystème.

Les macro-invertébrés constituent des bioindicateurs plus appropriés. Ils sont de bons indicateurs de la qualité de l'habitat à des échelles restreintes puisque ces organismes sont beaucoup moins mobiles que les poissons. De plus, la structure de leur communauté n'est pas influencée par la qualité de l'habitat en aval. Ils seraient donc des indicateurs adéquats pour suivre les écosystèmes lotiques à l'intérieur du PNI et pourraient fournir une réponse quant à l'amélioration des conditions écologiques des différents oueds suite aux mesures de gestion à une échelle plus locale. L'étude de la communauté piscicole peut témoigner de la qualité de l'habitat sur une étendue plus grande, couvrant leur domaine vital. Ces organismes sont plutôt de bons témoins de la qualité du milieu à l'échelle du bassin versant.

La plupart du biote en eau courante est benthique, les macro-invertébrés y étant donc abondants (Downes *et al.*, 2002). Notamment dans les milieux lotiques de faible importance où les représentants biotiques sont reconnus pour avoir une petite taille. Ils sont également une source d'alimentation importante pour les niveaux trophiques supérieurs. «Ils sont reconnus pour être de bons indicateurs de la santé des écosystèmes aquatiques en raison de leur sédentarité, de leur cycle de vie varié, de leur grande diversité et de leur tolérance variable à la pollution et à la dégradation de l'habitat» (Moisan et Pelletier, 2008). Par leur nombre, leur prélèvement a peu d'effets nuisibles sur le biote résident (Barbour *et al.*, 1999). Les macro-invertébrés sont nombreux et constituent une ressource alimentaire incontournable pour

plusieurs organismes, entre autres les poissons. De plus, le temps de renouvellement de leurs populations est relativement rapide par rapport à des organismes de plus haut niveau trophique. En plus des facteurs abiotiques de l'environnement, la communauté de macro-invertébrés est influencée par les interactions biotiques comme les interactions proie-prédateur, la compétition pour les ressources alimentaires et l'habitat, ainsi que le parasitisme (Peckarsky *et al.*, 2000). Ils sont ainsi de bons témoins des interactions entre les composantes du milieu.

L'étude de la communauté de macro-invertébrés est efficace dans l'évaluation de l'impact des efforts de restauration régionale par leur intégration des effets à court terme des variations des conditions dans leur milieu (Moisan et Pelletier, 2008), ce qui représente une caractéristique importante étant donné les objectifs de gestion fixés par les gestionnaires du PNI. Les macro-invertébrés ont fait l'objet d'études au niveau de certains oueds du PNI, notamment le oued Tizguit (Touabay *et al.*, 2002). Ces données pourront certes être valorisées dans le suivi et constituer une base pour l'approfondissement des connaissances sur l'écologie des espèces présentes dans l'ensemble des oueds.

Certains groupes fonctionnels de la communauté de macro-invertébrés réagissent plus significativement aux variations de condition du milieu. La diversité fonctionnelle de cette communauté est généralement observée aux niveaux du genre et de la famille (Dolodec *et al.*, 1998). Bien que le choix des variables à intégrer dans la méthode de suivi devrait se baser sur la réponse spécifique de la communauté en fonction du gradient de perturbations, certains groupes fonctionnels sont néanmoins reconnues pour leurs aptitudes à refléter un signal de la modification de la qualité du milieu. Le tableau 8.1 montre différentes variables qui sont utilisées par la Direction du suivi de l'environnement du MDDEP dans les indicateurs d'intégrité biotique qu'elle développe. Ces mesures pourraient être étudiées dans le contexte du PNI afin de juger de leur aptitude à représenter efficacement l'intégrité écologique des oueds.

Tableau 8.1 Variables potentielles à utiliser dans le suivi des macro-invertébrés

Catégorie	Variable ou indice	Définition ou formule	Réponse prédite selon l'augmentation des perturbations
Mesure de la richesse taxonomique	Nombre total de taxons	Nombre total de taxons	↓
	Nombre de taxons EPT	Nombre de taxons éphéméroptères, trichoptères et plécoptères	↓
	Nombre de taxons éphéméroptères	Nombre de taxons éphéméroptères	↓
	Nombre de taxons plécoptères	Nombre de taxons plécoptères	↓
	Nombre taxons trichoptères	Nombre de taxons trichoptères	↓
	Nombre modifié de taxons EPT	Nombre de taxons éphéméroptères, trichoptères et plécoptères ayant une cote de tolérance < 4	↓
Mesure de la diversité taxonomique	Indice de Shannon-Weiner (H')	$-3,322 \sum_{i=1}^s p_i \log(p_i)$	↓
	Équitabilité (J')	H'/H'max	↓
Composition taxonomique	% insectes	Abondance ¹ d'insectes/abondance totale*100	↓
	% non insectes	Abondance de non insectes/abondance totale*100	↑
	% EPT	Abondance de taxons éphéméroptères, trichoptères et plécoptères/abondance totale*100	↓
	% de chironomides	Abondance de chironomides/abondance totale*100	↑
	% d'oligochètes	Abondance d'oligochètes/abondance totale*100	↑
	% d'Hydropsychidae/trichoptères ou % Hydropsychidae/abondance totale	Abondance d'Hydropsychidae/abondance de trichoptères * 100 (peut être considérée comme une variable d'intolérance) abondance Hydropsychidae /abondance totale*100	↑
Mesure de la tolérance ou de l'intolérance à la pollution	Nombre de taxons intolérants	Nombre de taxons ayant une cote de tolérance < 4	↓
	% de taxons tolérants	Abondance d'organismes ayant une cote de tolérance > 6/abondance totale*100	↑
	% de taxons intolérants	Abondance des organismes ayant une cote de tolérance < 4/abondance totale*100	↓
	% de taxons dominants	Abondance du ou des taxons les plus abondants/abondance totale*100 (peut être calculé sur un maximum de 5 taxons)	↑
	Indice biotique d'Hilsenhoff (HBI ou FBI ou FBIv)	$\sum x_i t_i / n$	↑

Source : Moisan, J. et L. Pelletier (2008), p. 64

Les variables intégrées dans la méthode de suivi devraient comporter des groupes fonctionnels qui permettent de mesurer des transformations spécifiques, telles que la proportion d'espèces

d'eau froide par rapport aux espèces thermophiles dans les oueds, le changement dans le ratio de celles tolérantes à une faible concentration d'oxygène ou celui des espèces halophiles ou encore celui des espèces sensibles à l'eutrophisation qui sont des conséquences potentielles de l'assèchement, de l'agriculture et de la présence de charge eutrophisante. Le choix des variables à l'étude se fera par la suite selon l'efficacité de ces variables à représenter la qualité générale du milieu.

L'étude des macro-invertébrés devra à sa phase initiale comprendre plusieurs mesures liées à l'habitat afin de pouvoir déterminer des stations de référence en fonction des conditions du milieu et du gradient de pression. Comme il a été décrit dans la section 5.1.2 traitant du milieu de référence de l'IIB, les stations de référence se doivent de correspondre à des milieux qui ne subissent que peu d'impacts. En ce qui concerne spécifiquement le PNI, le choix des stations pourrait se faire à la lumière des facteurs suivants qui rappellent ceux décrits à la section 5.1.2 (adapté de Jones *et al.*, 2005) :

- la présence de moutons devrait être nulle ou marginale aux abords des oueds;
- la contamination ponctuelle devrait être absente, tout rejet, répertorié ou non, devant être pris en compte;
- les zones où des barrages, des bassins de retenue, des zones de pompage ou de dérivation de l'eau à des fins agricoles ou tout autre activité ou structure qui a un impact sur la régulation du niveau de l'eau sont présents ne devraient pas être sélectionnées comme station de référence;
- la végétation riveraine devrait y être omniprésente;
- la déforestation et les coupes intensives de la partie du bassin versant située en amont d'une station de référence devrait être minimale;
- l'ensemencement de poissons devrait être minimal;
- les modifications du lit d'un cours d'eau devraient idéalement être absentes aux stations de référence et en amont de ces dernières;

- le développement ou l'urbanisation du bassin versant, les villes et les industries majeures devraient être absentes ou situées le plus loin possible en amont d'une station de référence;
- des habitations ne devraient pas être situées aux abords des stations de référence ;
- les terres agricoles ne devraient pas être présentes dans la partie du bassin située en amont de la station;
- les caractéristiques physicochimiques de l'eau devraient être mesurées afin de s'assurer que l'intégrité chimique est le plus possible respectée et correspond à la variabilité naturelle attendue.

Ces différents paramètres devraient également être quantifiés à chacune des stations d'échantillonnage afin de pouvoir établir le gradient de pression. Certaines données prises par le CNHP et également par les agences de bassins hydrauliques concernant les paramètres physico-chimiques du milieu pourront certainement constituer de l'information utile à la classification des stations d'échantillonnage éventuelles. De plus, la composition de la communauté des macro-invertébrés est fortement influencée par le débit et la nature du substrat (Moisan et Pelletier, 2008). Ces deux paramètres devront faire partie des données à collecter *in situ*.

8.2.2 Variables concernant la communauté piscicole

La faune ichtyologique autochtone du Moyen Atlas est relativement pauvre; composée essentiellement d'un salmonidé (*Salmo macrostygma*), de quatre cyprinidés (*Barbus magniatlantis*, *Barbus moulouyensis*, *Barbus nasus* et *Varicorhinus maroccanus*) et d'un cobitidé (*Cobitis maroccana*) endémiques au Nord de l'Afrique ou encore à l'Ouest méditerranéen. Depuis les années 1920, une trentaine d'espèces de poissons d'origine européenne et nord-américaine sont ensemencés dans les milieux aquatiques du Moyen Atlas; une quinzaine sont encore acclimatées aux milieux moyen-atlasiques. Le tableau suivant décrit les espèces introduites.

Tableau 8.2 Liste des espèces de poissons introduites dans les milieux aquatiques du Moyen-Atlas

Fam. des SALMONIDES	Fam. des CYPRINIDES
<i>Salmo gairdneri</i> Truite arc-en-ciel	<i>Cyprinus carpio</i> Carpe commune
<i>Salmo trutta fario</i> Truite de rivière	<i>Rutilus rutilus</i> Gardon
<i>Salmo kamloops</i> Truite de rivière	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> Rotengle
<i>Salmo klarkii</i> Truite de rivière	<i>Phoxinus phoxinus</i> Vairon
<i>Salmo trutta letnica</i> Truite de lac	<i>Tinca tinca</i> Tanche
<i>Salvelinus alpinus</i> Omble chevalier	<i>Gobio</i> Goujon
<i>Hucho</i> (<i>Salvelinus</i>) <i>hucho</i> Huchon	<i>Ctenopharyngodon idella</i> Carpe chinoise amour blanc
<i>Salvelinus fontinalis</i> Saumon de fontaine	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> Carpe chinoise argentée
<i>Thymallus thymallus</i> Ombre commun	<i>Aristichthys nobilis</i> Carpe chinoise grosse tête
Fam. des ESOCIDES	Fam. des POECILIDES
<i>Esox lucius</i> Brochet européen	<i>Gambusia affinis</i> Gambusie
<i>Esox masquinony</i> Brochet américain	Fam. des CENTRARCHIDES
<i>Esox niger</i> Brochet américain	<i>Micropterus salmoides</i> Black-bass à grande bouche
Fam. des PERCIDES	<i>Lepomis gibbosus</i> Perche soleil
<i>Perca fluviatilis</i> Perche	<i>Pomoxis annularis</i> Calico-bass
<i>Stizostedion lucioperca</i> Sandre	

Source : Chillasse, L et M. Dakki (2004), p. 342

La transformation de la communauté piscicole dans le PNI par les activités de déversement de poissons par le CNHP dans les milieux aquatiques constitue certes une cause importante de la modification de l'intégrité écologique des cours d'eau concernés. Bien que cela comporte des impacts positifs appréciables dans l'économie de la région à cause de la pêche sportive que ces pratiques alimentent, ces introductions peuvent mener à d'importants impacts dans les milieux touchés. En effet, l'introduction d'espèces, plus particulièrement des espèces non-indigènes, est une cause importante de dégradation des milieux aquatiques et constitue l'une des menaces modernes les plus importantes sur la biodiversité par la réduction des populations des espèces natives, voire leur extinction (Sala *et al.*, 2000). Il y a bon nombre d'exemples d'effets dramatiques d'espèces introduites, plus particulièrement des espèces exotiques, sur la communauté piscicole (Dudgeon *et al.*, 2006). Ces espèces peuvent avoir un impact sur ces écosystèmes par la compétition et la prédation des espèces natives et par l'altération des

habitats, des cycles de nutriments et des allocations énergétiques tout au long de la chaîne alimentaire (Mack *et al.*, 2000). L'introduction de certaines espèces de cyprinidés serait notamment à l'origine de la disparition de populations autochtones de truite fario (*Salmo fario* v. *pallaryi*) dans les lacs Sidi Ali et Tiguelmamines (Chillasse et Dakki, 2004).

Certains chercheurs se sont intéressés à modéliser l'impact de l'introduction de ces espèces sur l'ensemble de la chaîne alimentaire. Bien que ces études soient pertinentes, elles constituent un haut niveau de complexité et peuvent s'avérer coûteuses. L'analyse des proportions des différentes espèces piscicoles par rapport aux espèces introduites pourrait donc être plus fondée dans le contexte du PNI. Il faudrait plus spécifiquement étudier l'abondance des espèces introduites dans la communauté ou suivre la proportion des espèces qui ne bénéficient pas d'ensemencement afin de pouvoir estimer l'effet des ensemencements massifs sur la dynamique de ces populations (Simon, 1999). Cette mesure devra cependant être appuyée sur des données historiques afin d'être apte à estimer la proportion des espèces introduites. Si c'est possible, il serait intéressant de mener des études sur la composition de la communauté piscicole dans des milieux qui n'ont pas subi les impacts de l'introduction d'espèces. Une mesure de gestion intéressante pour le CNHP serait le marquage des individus relâchés. Ainsi, il serait possible de suivre la proportion des individus ensemencés par rapport aux individus sauvages pour les espèces concernées.

L'étude de la truite fario est un peu plus complexe, mais souhaitable étant donné l'importance des considérations concernant la réhabilitation de son habitat. Dans un autre contexte, l'examen de la structure de la population et de l'abondance des individus de l'espèce serait utile pour le suivi de l'amélioration de l'habitat de la truite fario et de son effet sur la dynamique de la population. Cependant, il faut aussi tenir compte de l'ensemencement de cette espèce, lequel rend l'analyse de l'évolution des populations plus ardue si l'on ne prend pas en considération que les individus ensemencés seront marqués. En effet, selon le rapport 2008 sur les activités du CNHP (CNHP, 2009), un total de 113 000 alevins et 10 000 œufs oeillés ont été relâchés. Ces individus étant à des stades précoces, il serait donc intéressant

d'effectuer un suivi lié à la proportion d'individus adultes dans les populations du PNI afin d'estimer la persistance de ces individus dans le milieu qui devrait être influencé par la qualité de l'habitat. Puisque le suivi de l'effectif des populations peut difficilement constituer une mesure efficace pour l'estimation de l'amélioration de la qualité de l'habitat pour la truite, il serait plus approprié de réaliser un suivi de l'utilisation des frayères créées lors de la période de fraie par exemple. Le suivi de l'utilisation des frayères est notamment réalisé par Hydro-Québec afin d'évaluer de l'efficacité des mesures de mitigation adoptées suite à la réalisation de certaines infrastructures hydro-électriques (Hydro-Québec, 2009). Une variable concernant l'utilisation des frayères par les espèces piscicoles pourrait s'étendre à l'ensemble des frayères connues et réhabilitées.

8.2.3 Variables concernant la végétation riveraine

La végétation riveraine possède littéralement un effet structurant sur les écosystèmes lotiques. Tel que décrit par Mazeika *et al.* (2008), l'étendue de la végétation riveraine ainsi que sa densité et sa composition jouent un rôle fondamental pour ces milieux. La présence d'une végétation abondante et complexe est généralement un indicateur de la qualité environnementale favorable de l'habitat aquatique. Il est reconnu que des méthodes de gestion qui s'orientent uniquement sur les composantes aquatiques des écosystèmes lotiques ne peuvent être efficaces à long terme, notamment parce qu'elles ne reconnaissent pas l'importance du rôle joué par la végétation riveraine dans l'intégrité de ces milieux (Angermeier et Karr, 1994).

La couverture végétale joue un rôle important dans la protection de la qualité de l'eau, le contrôle des crues et la recharge des eaux souterraines et constitue un habitat pour une variété d'organismes. Cette végétation régule les flux hydrologiques, l'incidence lumineuse, la température, l'habitat physique, les entrées de matière et d'énergie, l'érosion des berges et les flux d'énergie. Elle constitue une source de matière allochtone pour les cours d'eau. Ces flux de matière s'exercent d'un milieu plus productif à un milieu moins productif, ce qui contribue

à la productivité des milieux aquatiques (Pinto *et al.*, 2006). L'effet de la végétation sur la température de l'eau prend tout son sens pour les oueds du PNI qui s'assèchent pendant la période estivale, la diminution de leur température pouvant réduire l'évaporation et ainsi prolonger légèrement leur persistance.

Cet indicateur est plus particulièrement intéressant en considérant les pressions spécifiques au parc national qui dégrade considérablement le couvert végétal. Le pastoralisme aux abords des oueds du PNI transforme littéralement la végétation riveraine en modifiant sa composition par une alimentation sélective de certaines espèces et en réduisant considérablement la surface végétale. L'évaluation de la végétation riveraine, comme il l'a été mentionné dans la section sur la méthode de suivi de Parcs Canada, peut être considérée comme une mesure indirecte des pressions qui pèsent sur les oueds. Le recensement du nombre de moutons dans le PNI par région n'étant pas toujours effectué, cette mesure pourrait indirectement constituer une estimation de la pression pastorale près des oueds étant donné son lien avec l'absence de végétation.

La bande riveraine peut être caractérisée par plusieurs paramètres qui déterminent ensemble sa qualité générale : la largeur de la bande riveraine, la composition de la végétation, le pourcentage de recouvrement, l'état de dégradation, l'utilisation du sol sur les abords de cours d'eau, etc. Ces paramètres constituent une première base pour l'évaluation de la qualité de cette bande. Néanmoins, une analyse plus poussée des caractéristiques de cette dernière pourrait mener à l'insertion d'autres paramètres dans sa caractérisation.

À plus grande échelle, comme la gestion de l'eau reconnaît maintenant l'importance de la perspective du bassin versant, la surface végétale du PNI et l'utilisation du sol sur le territoire du PNI pourraient constituer des variables de choix à intégrer dans la méthode de suivi. Les cours d'eau du PNI, étant en partie des cours d'eau de tête, ont un rôle écologique important pour l'ensemble du bassin hydraulique dans lequel ces derniers se déversent. Cette variable est d'autant plus importante puisque la surface forestière du PNI est considérablement dégradée et

que ses pressions sont importantes. Le rôle de la couverture forestière dans le cycle de l'eau est reconnu; il est évident que cette variable joue un rôle notable dans le maintien de la santé des écosystèmes lotiques présents dans les limites du PNI. L'utilisation du sol pourrait donc constituer une orientation intéressante sous cette optique.

8.2.4 Variables concernant les espèces menacées

Comme il a été mentionné, le PNI renferme une faune et une flore uniques dont plusieurs espèces sont endémiques à la région. Ce parc agit à titre de leader dans l'encadrement des actions déployées pour le maintien de cette biodiversité spécifique à la région. Le but de toute aire protégée devrait être le maintien de la biodiversité comme patrimoine national, et même mondial. L'intégration de variable les concernant dans une méthode de suivi de l'intégrité écologique peut s'apparenter à l'utilisation des espèces jugées sensibles ou tolérantes dans l'IIB (Aarts et Nienhuis, 2003). Le suivi des espèces qui sont devenues rares sous l'effet de l'action humaine s'avère extrêmement important afin de savoir si ces dernières sont en déclin progressif, se maintiennent ou si leur effectif est en augmentation. Cette variable peut très bien être intégrée dans la méthode de suivi de l'intégrité écologique (Shafer, 1999) des oueds du PNI, certaines espèces aquatiques possédant un statut précaire (loutre, écrevisse à pattes rouges, etc.). Le suivi des espèces menacées est indispensable également dans le PNI afin de pouvoir estimer le succès de l'ensemble des mesures permettant d'améliorer leur habitat, menant ultérieurement au rétablissement de ces espèces, et d'adapter ces mesures si nécessaire.

La loutre comporte l'avantage de pouvoir servir d'excellente espèce indicatrice par sa distribution à l'échelle du PNI et ses caractéristiques écologiques. Le nombre de loutres n'étant pas connu sur le territoire du PNI, il serait difficile de suivre leur effectif de population sans déployer d'importants investissements pour des caméras à infrarouge par exemple. L'aire de distribution de l'espèce pourrait ainsi être suivie, d'autant plus que des études récentes (Cuzin, 2006 ; Chouinard, 2007) s'y sont intéressées. Il faudrait néanmoins étendre la

prospection dans le but de trouver des signes de présence sur l'ensemble des oueds du PNI pour que son aire de répartition découle d'une évaluation exhaustive. L'écrevisse à pattes rouges serait également une cible de suivi de choix. Son ensemencement peut cependant apporter certaines difficultés pour l'interprétation du suivi de son effectif de population.

8.3 Applications de la méthode de suivi de l'intégrité écologique proposée

Chacune des variables suggérées pour la méthode de suivi des oueds du PNI contribuent à évaluer leur intégrité écologique comme il a été développé ci-haut. Elles sont également facilement mesurables et interprétables ce qui rendra leur application plus aisée dans le contexte du PNI. Il faut néanmoins avoir un regard critique sur ces recommandations. La méthode de suivi des écosystèmes lotiques élaborée dans cet essai ne constitue qu'une base solide pour les réflexions futures guidant le choix des variables qui pourront être mises à l'étude. L'applicabilité de cette méthode de suivi pourrait ainsi être testée dans des cours d'eau témoins pour lesquels des données plus ou moins complètes ont été recueillies, comme c'est le cas avec l'oued Tizguit qui a bénéficié de plusieurs études dans le passé. Il pourrait également se concentrer sur les Zones naturelles protégées pour la faune, c'est-à-dire les oueds Bekrit et Tallount. Les résultats de ces essais et le perfectionnement de la méthode de suivi pourraient par la suite bénéficier à l'ensemble des oueds du PNI où la méthode serait appliquée.

Dans un premier temps et dans un but de dresser un portrait le plus précis possible des cours d'eau, les gestionnaires du PNI devraient s'efforcer de rassembler toute l'information qui a été récoltée dans le passé et s'associer avec les différentes entités qui sont responsables de certains aspects de leur suivi, par exemple les agences de bassin hydraulique. La participation des acteurs locaux peut considérablement réduire les risques d'échec du programme. Les différents intervenants qui seront chargés de développer un indicateur doivent actuellement augmenter le niveau de connaissance sur l'ensemble des variables clés du milieu dont l'intégration dans l'indice est souhaitable. Une information détaillée donnera de la crédibilité au programme et permettra une analyse fine des variables (Parcs Canada, 2005).

La formation qui sera donnée aux membres du CNHP qui concerne plusieurs variables d'intérêt (ex : macro-invertébrés) et la création d'une cellule de suivi des écosystèmes comprenant bon nombre de spécialistes de plusieurs domaines donnera assurément de la profondeur à la méthode de suivi qui pourrait être mise en place dans le PNI et pourrait être garant de sa pérennité. Un programme durable est essentiel puisqu'il tend à minimiser les coûts et assure un bon rendement de l'investissement à court et à long terme (Parcs Canada, 2005).

L'intégration des autres écosystèmes aquatiques pourrait certainement constituer une avenue intéressante dans le suivi global de ces écosystèmes à l'échelle du PNI. L'intégration du suivi des milieux humides et des lacs est particulièrement fondamentale sur son territoire considérant les rôles écologiques de ces derniers, plusieurs possédant le statut de site Ramsar ou encore de Site d'intérêt biologique et écologique (SIBE), et leur état général qui est en perpétuel dégradation. Par les liens étroits qui relient l'ensemble des milieux aquatiques (oueds, lac, dayas, zone humides, etc.) et les processus écologiques qui soutiennent ces milieux, leur intégration dans une démarche globale de suivi de l'intégrité des milieux aquatiques est donc envisageable et souhaitable. À ce sujet, le PNI veut développer un indicateur de développement durable. Des variables liées à la qualité de l'eau et à l'intégrité des écosystèmes aquatiques seraient opportuns afin de représenter le rôle crucial que jouent les milieux aquatiques dans la pérennité des différents écosystèmes présents à l'échelle du parc et dans le développement des populations qui en dépendent.

Une méthode de suivi basée sur l'intégration de multiples variables comporte l'avantage de pouvoir être adaptée à plusieurs écosystèmes, mais également à plusieurs parcs nationaux. Ce suivi possède l'avantage d'être en partie spécifique à l'échelle du PNI pour les écosystèmes lotiques qui lui sont propres, mais les principes fondamentaux de l'intégration de paramètres représentant des catégories bien précises dans une méthode de suivi pourraient constituer une approche plus globale qui serait possible de reproduire pour les écosystèmes d'autres natures

dans le PNI. Elle pourrait ainsi être reproduite avec les écosystèmes forestiers ou encore avec les autres parcs nationaux à l'échelle du pays. En ce sens, la quatrième réserve de biosphère du pays, soit la Réserve de biosphère de la cédraie pourrait voir le jour dans le Moyen Atlas, tel qu'annoncé par le Haut Commissariat des Eaux et Forêts et de la Lutte Contre la Désertification. Cette réserve engloberait les parcs nationaux d'Ifrane, du Haut Atlas Oriental et de Khénifra (Haut Commissariat des Eaux et Forêts et de la Lutte Contre la Désertification, 2009). La méthode de suivi suggérée dans cet essai ou encore une version révisée de cette dernière pourrait ainsi s'avérer applicable pour l'ensemble des cours d'eau compris dans les 500 000 ha de cette réserve. La méthode de suivi peut ainsi s'adapter à plusieurs situations et être appliquée à plus grande échelle. Une collaboration à une échelle biorégionale contribue à maximiser l'expertise interne et externe et au partage des coûts d'élaboration de programmes et de fonctionnement courant (Parcs Canada, 2005).

Conclusion

Le suivi de l'intégrité écologique des cours d'eau constitue une démarche de choix dans l'évaluation de l'état du milieu et de la fonctionnalité des différents processus qui lui sont propres. L'intégrité écologique reflète l'ensemble des composantes et processus qui définissent le milieu et son suivi fournit de précieuses informations quant à l'état général de l'écosystème, sa prédisposition subséquente à la détérioration ou à l'amélioration et ses capacités à entretenir un biote représentatif des conditions naturelles. L'état de l'intégrité écologique peut donc permettre de déterminer si les processus qui soutiennent cette biodiversité sont toujours fonctionnels et, le cas échéant, d'estimer leur degré d'altération. Le suivi de l'intégrité écologique est en ce sens tout désigné dans le cas du PNI, les informations qui en découlent pourront permettre de guider les mesures de gestion mises en place dans le but d'atteindre leur objectif de préservation et également d'effectuer efficacement les différentes actions de suivi présentes dans son plan de gestion et d'aménagement.

C'est ainsi que cet essai s'est donc concentré sur l'application d'une telle approche dans le contexte du parc national d'Ifrane. L'efficacité des bioindicateurs et d'une méthode de suivi basée sur une approche à variables multiples a été démontrée et ces éléments ont été pris en compte dans le développement de la méthode. Par la diversité des milieux lotiques et par la variété des composantes qui leur sont propres, la réalisation d'une méthode de suivi de l'intégrité écologique nécessite une réflexion profonde afin de pouvoir déterminer les différentes variables qui seront aptes à estimer l'état général d'un écosystème présent dans une biorégion donnée. L'étude de l'IIB et de la méthode de suivi de l'intégrité a par la suite permis de comprendre le fonctionnement de chacune de ces méthodes et a alimenté l'analyse subséquente de ces dernières. Les forces de l'IIB en ce qui a trait à l'estimation efficiente de la qualité du milieu et l'avantage de l'intégration de variables diverses de la méthode de Parcs Canada sont deux éléments qui ont été considérés dans l'élaboration de la méthode spécifique

aux cours d'eau du PNI. Les déversements massifs de poissons dans ces derniers ont réduit les potentialités d'utilisation de la communauté piscicole dans l'évaluation de la réponse biologique aux conditions des milieux aquatiques. Néanmoins, les données cumulées sur les macro-invertébrés, composantes fondamentales des écosystèmes lotiques, sont très pertinentes pour le suivi de l'intégrité écologique, tout comme l'évaluation de la végétation riveraine. Le suivi de la communauté piscicole est cependant pertinent afin de suivre les impacts des pratiques de déversement sur la communauté native des cours d'eau des oueds et a également été intégré. Le suivi des espèces menacées permettra quant à lui de surveiller l'état des espèces d'intérêt et de déterminer la pertinence des mesures visant leur rétablissement. L'objectif principal de cet essai qui était de proposer une méthode de suivi de l'intégrité écologique des cours d'eau appropriée au contexte du parc national d'Ifrane a donc été atteint.

Cette méthode de suivi permettra d'évaluer globalement la qualité des milieux lotiques par la compilation de l'évaluation de chacune des variables intégrées à la méthode. Elle est toute désignée afin d'estimer l'efficacité des mesures visant le rétablissement de cours d'eau à l'échelle du PNI. Elle confère également la possibilité d'analyser les différentes variables qui y sont comprises en fonction des paramètres de l'habitat qui auront été déterminés pour comparer les différents sites d'échantillonnage. De plus, l'étude des paramètres de référence, comme ceux liés à la qualité de l'eau, permettra de développer une base de données plus solide sur les causes probables de la dégradation de ces milieux ou sur les déterminants à leur fonctionnalité. Ces informations pourront donc permettre de mieux comprendre les interactions entre l'humain et son environnement ce qui par la suite pourrait conduire à une meilleure utilisation du territoire dans un but d'harmoniser la présence humaine au sein du PNI et de conserver les différents attributs de la biodiversité. Analyser la réponse de l'écosystème à une échelle plus grande est importante pour les écosystèmes lotiques puisque ce sont des systèmes ouverts qui subissent l'influence des activités humaines sur l'ensemble du bassin versant. Les oueds du PNI sont des cours d'eau de tête et ils jouent un rôle considérable dans la santé des milieux lotiques s'écoulant en aval. Les différentes analyses qui émaneront du suivi pourront ainsi servir à l'amélioration de la compréhension de l'état des

grands cours d'eau et fourniront des données pertinentes aux différents intervenants dans le domaine de l'eau. Par son applicabilité envisageable à plus grande échelle, l'ensemble des variables, mais plus particulièrement les variables concernant l'évaluation des macro-invertébrés dans une approche comparable à l'IIB, pourraient être appliquées à plus large échelle dans le pays. L'IIB est un indicateur mondialement reconnu et le suivi de l'intégrité peut permettre au Maroc de guider ses actions dans le cadre de ses engagements internationaux, comme l'a fait l'Afrique du Sud pour l'élaboration de sa Stratégie nationale sur la Biodiversité.

La reconnaissance de l'importance du suivi des écosystèmes lotiques par les différentes parties prenantes sur le territoire du PNI et par les gestionnaires de celui-ci constituent des prémisses essentielles à l'application d'une telle méthode. En effet, deux aspects qui sont vitaux pour le succès de toute méthode de gestion des écosystèmes est la participation du public et des parties prenantes. Dans le PNI, la participation du public à la préservation des milieux naturels est primordiale et il faut impliquer les populations dans la mise en œuvre des méthodes de gestion et idéalement dans les méthodes de suivi. Le parc national du Souss Massa est un bon exemple de l'insertion efficace des populations locales dans les activités de suivi. En effet, les pêcheurs agissent comme agent de surveillance pour les Ibis chauve (*Geronticus eremita*), dont la préservation est la raison à la base de la création de cette aire protégée. Le suivi à l'échelle du PNI gagnerait ainsi à prévoir la participation des populations et à les rendre responsables de certains aspects. La participation des parties prenantes est également déterminante dans la mise en œuvre d'un tel suivi. En effet, à l'échelle du PNI, la réalisation de cette méthode de suivi reste tributaire des moyens financiers et de la volonté des parties prenantes dans cette démarche. Toutes ces connaissances acquises dans le cadre de la mise en œuvre d'une méthode de suivi de l'intégrité écologique constitueraient évidemment une base solide permettant de mieux orienter les investissements dans la préservation et ainsi d'être plus efficace quant aux efforts investis. La mise en œuvre de cette méthode repose ainsi sur la volonté des différentes parties prenantes à considérer l'importance fondamentale que jouent les milieux lotiques dans le maintien de la biodiversité de cette région de l'Atlas et dans le

développement des populations qui y sont intimement liées.

Références

- Aarts, B.G.W., et Nienhuis, P.H. (2003). Fish zonations and guilds as the basis for assessment of ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia* 500, 157-178.
- Amis, M.A., Rouget, M., Balmford, A., Thuiller, W., Kleynhans, C.J., Day, J., et Nel, J. (2007). Predicting freshwater habitat integrity using land-use surrogates. *Water SA* 33, 215-222.
- Angermeier, P.L., et Karr, J.R. (1994). Biological integrity versus biological diversity as policy directives, *Bioscience* 44, 690-697.
- Angermeier, P.L., Smogor, R.A., et Stauffer, J.R. (2000). Regional frameworks and candidate metrics for assessing biotic integrity in mid-atlantic highland streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 129, 962-981.
- Araujo, F.G., Fishberg, I., Pinto, B.C.T., et Peixoto, M.G. (2003). A primilary index of biotic integrity for monitoring condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. *Environmental Management* 32, 516-526.
- Azeroual, A. (2003). Monographie des poissons des eaux continentals du Maroc : systématique, distribution et écologie. Thèse de doctorat, Université Mohammed V, Rabat.
- Barbour, M. T., Stribling, J. B., et Karr, J. R. (1999). Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. Dans *Biological And Criteria : Tools for Water Resource Planning and Decision Making*, W. Davis, et T.P. Simon, eds. (Floride : Lewis Publishers), pp. 63-77.
- Basu, N., Scheuhammera, A.M., Bursiand, S.J., Elliotte, J., Rouvinen-Wattf, K., et Man Chan, H. (2007). Mink as a sentinel species in environmental health. *Environmental Research* 103, 130-144.
- Bowman, M. F., et Somers, K.M. (2005). Considerations when using the reference condition approach for bioassessment of freshwater ecosystems. *Water Quality Research Journal of Canada* 40, 347-360.
- BRL-Ingénierie. (2007). Plan d'aménagement et de gestion - Parc national d'Ifrane (Azrou : Service provincial des Eaux et Forêts d'Ifrane).

- Brooks, R., McKenney-Easterling, M., Brinson, M., Rheinhardt, R., Havens, K., O'Brien, D., Bishop, J., Rubbo, J., Armstrong, B., et Hite, J. (2009). A Stream–Wetland–Riparian (SWR) index for assessing condition of aquatic ecosystems in small watersheds along the Atlantic slope of the eastern U.S. *Environmental Monitoring and Assessment* 150, 101-117.
- Carvalho, B., Pinto, T., et Araujo, F.G. (2007). Assessing of Biotic Integrity of the Fish Community in a Heavily Impacted Segment of a Tropical River in Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 50, 499-502.
- Centre d'échange d'informations sur la biodiversité du Maroc. (2009). Parc national d'Ifrane. http://www.biodiv.be/maroc/manag_cons/esp_prot/manag_cons/esp_prot/stat_nat/parc_nat/fol117596. 19 avril 2009.
- Chillasse, L., et Dakki, M. (2004). Potentialités et statuts de conservation des zones humides du Moyen-Atlas (Maroc), avec référence aux influences de la sécheresse. *Sécheresse* 15, 337-345.
- Chillasse, L., Dakki, M., et Abbassi, M. (2001). Valeurs et fonctions des zones humides du Moyen Atlas (Maroc). *Humedales Meditteraneos* 1, 139-146.
- Chouinard, H. (2007). Réhabilitation des populations de *Lutra lutra* sur les oueds du parc national d'Ifrane. Rapport de stage, Université de Sherbrooke, Sherbrooke.
- CNHP. (2009). Rapport d'activités du Centre National d'Hydrobiologie et de Pisciculture, Exercice 2008 (Azrou : CNHP).
- Cuzin, F. (2006). Parc National d'Ifrane : Diagnostic Biodiversité Mammifères (Azrou : Parc national d'Ifrane).
- Dakki, M. (1997). Étude nationale sur la biodiversité de la faune aquatique continentale (Invertébrés et Poissons) (Rabat : Institut scientifique).
- Davies, S.P., et Jackson, S.K. (2006). The biological condition gradient : a descriptive model for interpreting change in aquatic ecosystems. *Ecological Applications* 16, 1251-1266.
- Dolodec, S., Statzner, B., et Frainay, V. (1998). Accurate description of functional community structure : identifying stream invertebrates to species-level ? *Bulletin of the North American Benthological Society* 15, 154-155.
- Downes, B.J., Barmuta, L.A., Fairweather, P.G., Faith, D.P., Keough, M.J., Lake, P.S., Mapstone, B.D., et Quinn, G.P. (2002). *Monitoring ecological impacts - concepts and practice in flowing waters* (Cambridge : Cambridge University Press).

- Driver, A., Maze, K., Rouget, M., Lombard, A.T., Nel, J.L., Turpie, J.K., Cowling, R.M., Desmet, P., Goodman, P., Harris, J., *et al.* (2005). National spatial biodiversity assessment 2004 : priorities for biodiversity conservation in South Africa. *Strelitzia* 17, 1-45.
- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A-H., Soto, D., Stiassny, M.L., *et al.* (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81, 163-182.
- Environnement Canada. (1997). Le réseau d'évaluation et de surveillance écologiques. http://www.eman-rese.ca/rese/reports/publications/nm97_abstracts/part11.html. 15 mai 2009.
- FAO. (2005). Aquastat - Maroc. <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/countries/morocco/indexfra.stm>. 26 janvier 2009.
- Ferreira, T., Oliveira, J., Caiola, N., De Sostoa, A., Casals, F., Cortes, R., Economou, A., Zogaris, S., Garcia-Jalon, D., Martinez-Capel, F., *et al.* (2007). Ecological traits of fish assemblages from Mediterranean Europe and their responses to human disturbance. *Fisheries Management and Ecology* 14, 473-481.
- Frid, C., et Dobson, M. (2002). Ecology of aquatic management (Upper Saddle River : Prentice Hall).
- Fritz, K.M., Johnson, B.R., et Walters, D.M. (2006). Field Operations Manual for Assessing the Hydrologic Permanence and Ecological Condition of Headwater Streams, http://www.epa.gov/eed/manual/HISSmanual_full.pdf. 10 avril 2009.
- Grenouillet G., Roset N., Go de Leuw J.J., et Kestemont, P. (2007). Fish assemblages in European Western Highlands and Western Plains : a type-specific approach to assess ecological quality of running waters. *Fisheries Management and Ecology* 14, 509-517.
- Grovel, R. (2007). Plan d'Aménagement et de Gestion du Parc d'Ifrane : Rapport diagnostic (Azrou : Service provincial des Eaux et Forêts d'Ifrane).
- Haut Commissariat des Eaux et Forêts et de la Lutte Contre la Désertification. (2009). Désertification. <http://eaux.unidev.biz/eaux/eaux/corporates/view/71>. 5 juillet 2009.

- Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Herlihy, A.T., Kincaid, T.M., Reynolds, L., et Larsen, D.P. (1998). A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55, 1618-1631.
- Hydro-Québec. (2009). Protéger la diversité des espèces et le milieu naturel. <http://www.hydroquebec.com/rupert/fr/poissons.html>. 13 septembre 2009.
- Jones, C., K., Somers, M., Craig, B., et Reynoldson, T. B. (2005). Ontario Benthos Biomonitoring Network Protocol Manual. http://obbn.Emanrese.ca/PartnerPages/obbn/docs/english/OBBN_Protocol_Manual_V1-0_December_2005.Pdf. 20 février 2009.
- Kadye, W.T., Magadza, C.H., Moyo, N.A., et Kativu, S. (2008). Stream fish assemblages in relation to environmental factors on a montane plateau (Nyika Plateau, Malawi). *Environmental Biology of Fishes* 83, 417-428.
- Karr, J.R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6, 21-27.
- Karr, J.R. (1991). Biological integrity : a long-neglected aspect of water-resource management. *Ecological Applications* 1, 66-84.
- Karr, J.R. (1996). Ecological integrity and Ecological health are not the same. Dans *Engineering within ecological constraints*, P. Schulze, ed. (Washington : National Academy Press), pp. 97-109.
- Karr, J. R., et Chu, E. W. (1999). *Restoring life in running waters : Better biological monitoring* (Washington : Island Press).
- Karr, J.R., Fausch, K.D., Angermeier, P.L., Yant, P.R., et Schlosser, I.J. (1986). Assessing Biological Integrity in Running Waters : A Method and its Rationale. http://www.nrem.iastate.edu/class/assets/aec1520/supplemental/Karr_et_al_1986.pdf. 2 mars 2009.
- Kleynhans, C.J. (1999). The development of a fish index to assess the biological integrity of South African rivers. *Water SA* 25, 265-278.
- Lyons, J., Navarro-Perez, S., Cochran, P. A., Santana C. E., et Guzman-Arroyo, M. (1995). Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservatin of streams and rivers in west-central Mexico. *Conservation Biology* 9, 569-584.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M., et Bazzaz, F.A. (2000). Biotic invasions : causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications* 10, 689-710.

- Manolakos, E., Viranib, H. et Novotnic, V. (2007). Extracting knowledge on the link between the water body stressors and biotic integrity. *Water Research* 41, 4041-4050.
- Mattson, K.M., et Angermeier, P.L. (2007). Integrating Human Impacts and Ecological Integrity into a Risk-Based Protocol for Conservation Planning. *Environmental Management* 39, 125-138.
- Maxted, J.R., Barbour, M., Gerritsen, J., Poretti, V., Primrose, N., Silvia, A., Penrose, D., et Renfrow, R. (2000). Assessment frame-work for mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 19, 128-144.
- Mazeika, S., Sullivan, P., et Watzin, M.C. (2008). Relating stream physical habitat condition and concordance of biotic productivity across multiple taxa. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65, 2667-2677.
- McLarney, B. (2001). Index of Biotic Integrity (IBI) Monitoring Protocol. <http://www.samab.org/Focus/Monitor/Watersheds/ibi.html>. 16 août 2009.
- MDDEP. (2009). Suivi de la qualité des rivières et des petits cours d'eau. http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/parties3-4.htm. 13 mars 2009.
- Mercado-Silvo, N., Lyons, J.D., Salgado Maldonado, G., et Nava, M.M. (2002). Validation of a fish-based index of biotic integrity for streams and rivers of central Mexico. *Review in Fish Biology and Fisheries* 12, 179-191.
- Moisan, J., et Pelletier, L. (2008). Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec - Cours d'eau peu profonds à substrat grossier. http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/macroinvertebre/surveillance/index.htm. 14 mars 2009.
- Moritz, C. (2002). Strategies to protect biological diversity and the evolutionary processes that sustain it. *Systematic Biology* 51, 238-254.
- Niemi, G.J., et McDonald, M.E. (2004). Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35, 89-111.
- Noble, R.A., Cowx, I.G., et Starkie, A. (2007). Development of fish-based methods for the assessment of ecological status in English and Welsh rivers. *Fisheries Management and Ecology* 14, 495-508.

- Norris, R.H., Linke, S., Prosser, I., Young, W.J., Liston, P., Bauer, N., Sloane, N., Dyer, F., et Thoms, M. (2007). Very-broad-scale assessment of human impacts on river condition. *Freshwater Biology* 52, 959-976.
- Norris, R.H., et Thoms, N.C. (1999). What is river health ? *Freshwater Biology* 41, 197-209.
- Novotny, V., Bartosova, A., O'Reilly, N., et Ehlinger, T. (2005). Unlocking the relationship of biotic integrity of impaired waters to anthropogenic stresses. *Water Research* 39, 184-198.
- Ortega, M., Velasco, J., Milla'n, A., et Guerrero, C. (2004). An Ecological Integrity Index for Littoral Wetlands in Agricultural Catchments of Semiarid Mediterranean Regions. *Environmental Management* 33, 412-430.
- Parcs Canada. (2005). Surveillance et rapports de surveillance à l'intégrité écologique dans les parcs nationaux du Canada (Ottawa : Parcs Canada).
- Parcs Canada. (2007). Plan directeur du Parc national du Canada de Wapusc. http://www.pc.gc.ca/~media/pn-np/mb/wapusk/pd-mp_f.ashx. 5 mars 2009.
- Parcs Canada. (2008). Parc national du Canada Yoho - Rapport sur l'état du parc. http://www.pc.gc.ca/pn-np/bc/yoho/plan/rap-rep2008_f.pdf. 5 mars 2009.
- Parcs Canada. (s.d). Présentation du plan de surveillance du parc national de la Mauricie (Montréal : Parcs Canada).
- Pettesse, M.L., Petreire, M., et Spigolon, R.J. (2007). Adaptation of the Reservoir Fish Assemblage Index (RFAI) for assessing the Barra Bonita Reservoir (Sao Paulo, Brazil). *River Research and Applications* 23, 595-612.
- Peckarsky, B.L., Taylor, B.W., et Caudill, C.C. (2000). Hydrologic and behavioral constraints on oviposition of stream insects: implications for dispersal. *Oecologia* 125, 186-200.
- Pimentel, D., Westra, L., et Noss, R.F. (2000). *Ecological Integrity : Integrating Environment, Conservation and Health* (Washington : Island Press).
- Pinto, B.C., et Araujo, F.G. (2007). Assessing of Biotic Integrity of the Fish Community in a Heavily Impacted Segment of a Tropical River in Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 50, 489-502.
- Pinto, B.C., Araujo, F.G., et Hugues, R.M. (2006). Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia* 556, 69-83.

- Pont, D., Hugueny, B., Beier, U., Goffaux, D., Melcher, A., Noble, R., Rogers, C., Roset, N., et Schmutz, S. (2006). Assessing river biotic condition at a continental scale : a European approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology* 43, 70-80.
- Pressey, R.L., Cowling, R.M., et Rouget, M. (2003). Formulating conservation targets for biodiversity pattern and process in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112, 99-127.
- Reash, R.J., et Berra, T.M. (1989). Incidence of fin erosion and anomalous fishes in a polluted stream and a nearby clean stream. *Water, Air, and Soil Pollution* 47, 47-63.
- Revenga, C., et Kura, Y. (2003). Status and Trends of Biodiversity of Inland Water Ecosystems. <https://www.biodiv.org/doc/publications/cbd-ts-11.pdf>. 5 mars 2009.
- Roset, N., Grenouillet, G., Goffaux, D., Pont, D., et Kestemont, P. (2007). A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology* 14, 393-405.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., et Armesto, J.J.E. (2000). Biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770-1774.
- Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique. (2004). Approche par écosystèmes (Lignes directrices de la CDB). <http://www.cbd.int/doc/publications/ea-text-fr.pdf>. 31 juillet 2009.
- Schindler, D.W. (1987). Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44, 6-25.
- Schmutz, S., et Jungwirth, M. (1999). Fish as indicators of large river connectivity : the Danube and its tributaries. *Archiv fur Hydrobiologie Supplement* 115, 329-348.
- Shafer, C.L. (1999). National park and reserve planning to protect biological diversity : some basic element. *Landscape and urban planning* 44, 123-153.
- Simon, T.P. (1999). *Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities* (London : CRC Press).
- Sindermann, C.J. (1996). *Ocean pollution : effects on living resources and humans* (London : CRC Press).

- Southerland, M.T., Rogers, G.M., Kline, M.J., Morgan, R.P., Boward, D.M., Kazyak, P.F., Klauda, R.J., et Stranko, S.A. (2005). Maryland Biological Stream Survey (Annapolis : Maryland Department of Natural Resources).
- Southerland, M.T., Rogers, G.M., Kline, M.J., Morgan, R.P., Boward, D.M., Kazyak, P.F., Klauda, R.J., et Stranko, S.A. (2007). Improving biological indicators to better assess the condition of streams. *Ecological Indicators* 7, 751-767.
- St-Jacques, N., et Richard, Y. (2002). Le bassin de la rivière Saint-Maurice : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu.
http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/st-maurice/ichtyologiques/index.htm. 2 avril 2009.
- Stoddard, J.L., Larsen, D.P., Hawkins, C.P., Johnson, R.K., et Norris, R.H. (2006). Setting expectations for ecological condition of streams : The concept of reference condition. *Ecological Applications* 16, 1267-1276.
- Tarrier, M., et Delacre, J. (2005). Les paradis perdus : L'oued Tizguit.
<http://homepage.mac.com/jmdelacre/tizguit/>. 3 février 2007.
- Terborgh, J., Van Schaik, C., Davenport, L., et Rao, M. (2002). Making Parks work, Strategies for Preserving Tropical Nature (Washington : Island Press).
- Touabay, M., Aouad, N., et Mathieu, J. (2002). Étude hydrobiologique d'un cours d'eau du Moyen-Atlas : l'oued Tizguit (Maroc). *Annales de Limnologie* 38, 65-80.
- UICN. (2008). What is a protected area ?
http://www.iucn.org/about/union/commissions/wcpa/wcpa_overview/. 10 mai 2009.
- United Nations. (2003). Water for People - Water for Life.
<http://unesdoc.unesco.org/images/0012/001295/129556e.pdf>. 20 mars 2009.
- University of Washington. (2002). Biological integrity and the Index of biological integrity.
<http://www.cbr.washington.edu/salmonweb/bibi/biomonitor.html>. 5 mars 2009.
- Van den Avyle, M.J., Garvick, S.J., Blazer, V.S., Hamilton, S.J., et Brumbaugh, W.G. (1989). Skeletal deformities in smallmouth bass, *Micropterus dolomieu*, from Southern Appalachian Reservoirs. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 18, 688-696.
- Vaughan, I.P., Noble, D.G., et Ormerod, J. (2007). Combining surveys of river habitats and river birds to appraise riverine hydromorphology. *Freshwater Biology* 52, 2270-2284.

- Wike, L.D., Martin, F.D., et Paller, M.H. (2002). Rapid Bioassessment and *In Situ* Bioassay : Cost Effective Tools for Environmental Impact Assessment.
<http://sti.srs.gov/fulltext/ms2002688/ms2002688.html>. 18 août 2009.
- Wissmar, R.C. (1993). The needs for long-term stream monitoring programs in forest ecosystems of the Pacific northwest. *Environmental Monitoring and Assessment* 26, 219-234.
- Woolsey, S., Capelli, F., Gonser, T., Hoen, E., Hostmann, M., Junker, B., Paetzold, A., Roulier, C., Schweiser, S., Tiegs, S.C., *et al.* (2007). A strategy to assess river restoration success. *Freshwater Biology* 52, 752-769.
- World Wildlife Found. (2004). Are protecting areas working.
<http://assets.panda.org/downloads/areprotectedareasworking.pdf>. 15 mai 2009.
- Yoder, C.O., et Rankin, E.T. (1995). Chapitre 17. Biological response signatures and the area degradation value : new tools for interpreting multimetric data. Dans *Biological assessment and criteria : tools for water resources planning and decision making*, (Florida : Lewis Publisher), pp. 263-286.

